

METALLIONENGEHALTE IN ORGANEN VON SALMONIDEN
AUS VERSAUERTEN GEWÄSSERN *

Helmut Miller

Disbui. München

1987





Digitized by the Internet Archive
in 2026

https://archive.org/details/IA41554616_0040

Aus dem Institut für Zoologie und Hydrobiologie
der Tierärztlichen Fakultät der Universität München
Vorstände: Prof. Dr. M. Ruf und Prof.Dr.Dr.habil. W. Ahne
Arbeit angefertigt unter Leitung von Prof.Dr. M. Ruf

METALLIONENGEHALTE IN ORGANEN VON SALMONIDEN
AUS VERSAUERTEN GEWÄSSERN *

Inaugural-Dissertation
zur Erlangung der tiermedizinischen Doktorwürde
der Tierärztlichen Fakultät
der Ludwig-Maximilians-Universität München

von
Helmut Miller
aus
Oberrothan

München 1987

* Die Untersuchungen wurden mit Mitteln des Bayerischen
Staatsministeriums für Landesentwicklung und Umwelt-
fragen gefördert.

Gedruckt mit Genehmigung der Tierärztlichen Fakultät
der Universität München

Dekan: Prof. Dr. H. Zucker

Referent: Prof. Dr. M. Ruf

Korreferent: Prof. Dr. J. Gropp

Tag der Promotion: 24. Juli 1987

INHALTSVERZEICHNIS

	Seite
I. Einleitung	1
II. Literatur	2
1. Das Phänomen "Saurer Regen"	2
1.1. Historischer Überblick	2
1.2. Untersuchungen und Erkenntnisse in der Bundesrepublik Deutschland	4
2. Saure Niederschläge	6
2.1. Ursachen der "Sauren Niederschläge"	6
2.2. Wichtigste Emittenten von SO_2 und NO_x	6
2.3. Natürliche Prozesse, bei denen Wasserstoffionen entstehen	7
2.4. Chemie des Regenwassers	8
2.5. Spurenelemente im Regenwasser	9
2.6. Atmosphärische Depositionen	9
3. Auswirkungen "Saurer Niederschläge" auf die Böden	11
3.1. Pufferbereiche im Boden	11
3.2. Folgen der Bodenversauerung	13
4. Auswirkungen "Saurer Niederschläge" auf die Gewässer	14
4.1. Puffersysteme im Wasser	14
4.1.1. Beziehung zwischen pH-Wert und Aluminiumgehalt im Wasser	14
4.2. Sensitivität von Gewässern	15
4.2.1. Zusammenfassung der Faktoren, welche die Gewässerversauerung beeinflussen	16
4.3. Erfassung versauerter Gewässer in der Bundesrepublik Deutschland	16
4.4. Auswirkungen der Versauerung auf die Fischfauna	18
5. Herkunft von Schwermetallverunreinigungen in Gewässern	19
5.1. Metalleinträge in Oberflächengewässer durch Deposition	19

5.2.	Metalleinträge in Oberflächengewässer durch Mobilisierung aus dem Boden	20
5.2.1.	Steuergröße pH-Wert	20
5.2.2.	Weitere Steuergrößen für die Mobilität	21
6.	Metalltoxizität	22
6.1.	Faktoren, die die Metalltoxizität beein- flussen	22
6.2.	Der Fisch als Indikator für Schadstoffe im Wasser	23
6.3.	Toxische Metalle und Metallverbindungen	24
6.3.1.	Aluminium	25
6.3.1.1.	Allgemeines über das Element Aluminium	25
6.3.1.2.	Chemie des Aluminiums	25
6.3.1.3.	Aluminiumtoxizität bei Fischen	26
6.3.1.4.	Akkumulation von Aluminium in Fischorganen	28
6.3.2.	Cadmium	29
6.3.2.1.	Allgemeines über das Element Cadmium	29
6.3.2.2.	Chemie des Cadmium	29
6.3.2.3.	Auswirkungen von Cadmium auf den Menschen	30
6.3.2.4.	Cadmiumtoxizität bei Fischen	31
6.3.2.5.	Akkumulation von Cadmium in Fischorganen	32
6.3.3.	Zink	33
6.3.3.1.	Allgemeines über das Element Zink	33
6.3.3.2.	Bedeutung von Zink in biologischen Systemen	34
6.3.3.3.	Faktoren, welche die Zinktoxizität bei Fischen beeinflussen	34
6.3.3.4.	Zinktoxizität bei Fischen	36
6.3.3.5.	Akkumulation von Zink in Fischorganen	37
6.3.4.	Kupfer	38
6.3.4.1.	Allgemeines über das Element Kupfer	38
6.3.4.2.	Bedeutung von Kupfer in biologischen Systemen	38
6.3.4.3.	Chemie des Kupfers	38
6.3.4.4.	Kupfertoxizität bei Fischen	39
6.3.4.5.	Akkumulation von Kupfer in Fischorganen	40
7.	Bedeutung der Metallothioneine	41
7.1.	Biochemie der Metallothioneine	41
7.2.	Biologische Funktion der Metallothioneine	41

	Seite
III. Material und Methoden	43
1. Auswahl der Gewässer	43
1.1. Beschreibung der Untersuchungsgebiete	44
2. Material	46
3. Fangmethode und Hälterung	46
4. Gewinnung der Organproben	47
5. Aufschluß der Organproben	47
6. Spurenelementbestimmung	48
6.1. Wirkungsweise des ICP-AES-Gerätes	48
6.2. Nachweisgrenzen bei der ICP-AES-Analysenmethode	49
IV. Ergebnisse	50
1. Beschreibung der untersuchten Fischgewässer	50
2. Metallgehalt der untersuchten Fischorgane	53
V. Besprechung der Ergebnisse und Diskussion	71
1. Ausschluß von Methodenfehlern	71
2. Einfluß des Tiefgefrierens auf die Bestimmung von Metallkonzentrationen in Geweben	72
3. Statistische Untersuchungen	73
4. Toxische Metallionen im Wasser	73
5. Akkumulationspfade für Metalle bei Fischen	75
6. Fische und Metallionengehalt	76
7. Verhalten von Aluminium	77
8. Verhalten von Cadmium	79
9. Verhalten von Zink	82
10. Verhalten von Kupfer	83
11. Zusammenfassende Diskussion	85
VI. Zusammenfassung	87
Summary	88
VII. Literaturverzeichnis	89
Anhang	101
Lebenslauf	

I. EINLEITUNG

Die zunehmende anthropogene Belastung der Umwelt durch Schadstoffe wird besonders deutlich am Zustand der Oberflächengewässer. Ein besonderes Problem stellen dabei die letztendlich aus Verbrennungen stammenden Emissionen von Schwefelverbindungen (v.a. SO_2) beziehungsweise Stickoxiden NO_x dar, die über nasse und trockene Depositionen, als sogenannter "Saurer Regen", zu einer Versauerung der Oberflächengewässer in bestimmten Gebieten führten. Eine Folge davon sind tiefgreifende Veränderungen der aquatischen Lebensgemeinschaften, die mit einem stetigen Rückgang der Fischarten und Fischbestände einhergehen. Als ein wichtiger Grund dafür wird eine Anreicherung von Metallionen in Gewässern, die sowohl aus der Luft als auch durch Mobilisierung aus dem Untergrund in das Wasser gelangen, angesehen.

Aufgabe der vorliegenden Arbeit ist es, zu untersuchen, inwieweit sich derartige Vorgänge analog zu Befunden in Skandinavien und Kanada auch in versauerungsgefährdeten Gebieten Ostbayerns und Nordostbayerns erkennen lassen. Als Parameter hierfür werden erstmals Analysen von Fischen und ihren Organen an versauerten beziehungsweise versauerungsgefährdeten Fließgewässern auf breiter Basis vorgestellt.



II. LITERATUR

1. Das Phänomen "Saurer Regen"

1.1. Historischer Überblick

1872 führte der schottische Chemiker Robert Angus Smith (1872) in seiner bemerkenswerten Veröffentlichung "Air and Rain - the Beginnings of a Chemical Climatology" den Begriff "Acid Rain" ein. Er formulierte bereits damals Vorstellungen, die heute als fester Bestandteil des Phänomens "Saurer Regen" angesehen werden, so daß z.B. der Chemismus der Niederschläge regional variiert, weil er durch Kohleverbrennung, Abbau organischen Materials, Windrichtung und Niederschlagshöhe, etc., beeinflußt wird. Robert Angus Smith stellte weiter fest, daß der "Saure Regen" Pflanzen und Materialien schädigt und beschrieb die atmosphärischen Depositionen von Arsen, Kupfer und anderen Metallen. Smith stellte zudem fest, daß nicht nur Regen, sondern auch Tau, Nebel und Schnee Säure enthalten können.

Der englische Limnologe Eville Gorham (1982) publizierte bereits Mitte der 50-er Jahre dieses Jahrhunderts die Grundlage für das heutige Verständnis von den Ursachen saurer Niederschläge und seine Auswirkungen auf aquatische Ökosysteme. Eville Gorham stellte folgendes fest:

- Die Versauerung des Niederschlages kann in Industrieregionen auf die Emissionen bei der Verbrennung fossiler Energieträger zurückgeführt werden.
- Die Abnahme des Pufferungsvermögens in Oberflächengewässern und der Anstieg der Versauerung in Mooren ist durch saure Niederschläge bedingt.
- Es besteht ein Zusammenhang zwischen dem Auftreten von Bronchitis beim Menschen und dem Säuregehalt der Niederschläge.

Der schwedische Bodenkundler Svante Oden (1968) vereinigte das Wissen vom "Sauren Regen" aus Limnologie, Agrarwissenschaften und atmosphärischer Chemie. Er baute ein Meßnetz auf - zur Überwachung der Oberflächengewässer - und verglich die Daten mit den chemischen Daten der Niederschläge.

Durch Oden's Analysen wurden folgende Zusammenhänge sichtbar:

- sowohl Niederschläge als auch Oberflächengewässer versauern zunehmend;
- ein Ferntransport (100 - 2000 km) von schwefel- und stickoxidhaltigen Luftschadstoffen findet in den europäischen Ländern statt;
- saure Niederschläge stellen ein überregionales Ereignis in Europa mit wohldefinierten Quellen und Senken dar.

Oden sagte damals schon Fischsterben, Ermüdung des Waldbodens, Rückgang des Waldwachstums, Zunahme von Pflanzenkrankheiten, beschleunigte Korrosionen an Gebäuden und andere Materialschäden voraus.

Weitere skandinavische Untersuchungen:

Die schwedische Regierung schenkte der wachsenden öffentlichen und wissenschaftlichen Diskussion große Beachtung und veranlaßte eine Fallstudie, die 1972 in Stockholm im Rahmen der "United Nations Conference in Human Environment" präsentiert wurde. In der Studie wird nachgewiesen, daß 75 % des Luftschwefels anthropogenen Ursprungs sind und Ferntransport und Transformation in Form von Schwefelsäure in Schweden große Schäden an Kulturland, Wäldern, Seen und Flüssen angerichtet haben.

1972 organisierte die norwegische Regierung das sog. SNSF-Projekt "Acid Precipitation - Effects on Forest and Fish". Auf der Abschlußkonferenz im März 1980 in Sande-

fjord (Norwegen) wurden wichtige neue Erkenntnisse zusammengetragen:

- die geographische Verbreitung von sauren Niederschlägen ist weitgehend bekannt;
- es besteht kein Zweifel mehr, daß Schäden an aquatischen Ökosystemen durch "Saure Niederschläge" hervorgerufen werden;
- für die Auswirkung der Gewässerversauerung und deren Folgen spielt die Mobilisierung des toxisch wirkenden Aluminiums und anderer Schwermetalle eine entscheidende Rolle (Overein et al., 1981).

1.2. Untersuchungen und Erkenntnisse in der Bundesrepublik Deutschland

In Deutschland wiesen seit der Mitte des 19. Jahrhunderts unter anderem Stöckhardt (1850) und Wieler (1905) auf den Zusammenhang von Luftverunreinigungen durch Hüttenrauch und deren Auswirkungen auf die Bestockung hin. Schon damals wurde neben der direkten Einwirkung von Schwefeldioxid auf die Assimilationsorgane der Pflanzen auf eine indirekte Vergiftung des Bodens durch metallische Dämpfe (Rauch) und Säure aufmerksam gemacht.

Erst 1979 begann die Diskussion in der BRD um den "Saurer Regen", angeregt durch die Erkenntnisse in Skandinavien und Amerika, sowie durch das Waldsterben in der BRD, auf das Ulrich (1981) aufmerksam macht. Ulrich, der an einem Ökosystem-Forschungsprojekt im Solling von 1967 bis 1974 teilnahm, das jedoch damals in keinem Zusammenhang mit dem Phänomen "Saurer Regen" stand, erregte bereits Aufmerksamkeit mit einer Veröffentlichung, in der er die Hypothese aufstellte, daß saure Niederschläge die Waldböden im Solling versauern ließen, wobei Aluminium, in der Bodenlösung freigesetzt wird, welches die Feinwurzeln der Bäume schädigt und zum Waldsterben führt.

Anfang 1984 wurde unter der Leitung des Umweltbundesamtes (UBA) der Stand der Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland auf einem Seminar in München diskutiert (Wieting et al., 1984). Dabei wurde in Zusammenarbeit mit einer ad-hoc-Arbeitsgruppe "Gewässerversauerung", deren Aufgabe die Erarbeitung eines biologischen und chemischen Gewässerversauerungsüberwachungsprogrammes für die gesamte Bundesrepublik Deutschland beinhaltet, eine Definition für den Begriff "Gewässerversauerung" erarbeitet:

Unter Versauerung sind dabei die Veränderungen der Gewässerbeschaffenheit zu verstehen, die als Folge des Verlustes an Pufferkapazität im Einzugsgebiet auftreten. Sie führen im Ergebnis zu einer Zunahme der freien und gebundenen Säuren im Wasser. Mit einer Versauerung ist überall dort zu rechnen, wo geologische und pedologische Voraussetzungen eine erhöhte Empfindlichkeit gegenüber sauren Schadstoffen beinhalten, eine entsprechend hohe Immissionsbelastung vorliegt und einer Versauerung entgegenwirkende Prozesse quantitativ unbedeutend sind (Umweltbundesamt, 1985).

2. Saure Niederschläge

2.1. Ursachen der "Sauren Niederschläge"

Das Auftreten saurer Niederschläge in verschiedenen Regionen der nördlichen Hemisphäre ist nach Stumm et al. (1983) die Folge von Störungen der Kreisläufe, die Land, Wasser und Luft koppeln. Die meisten Bestandteile der Atmosphäre (z.B. O_2 , N_2 , CO_2 , CO , NO , NO_2 , SO_2 , CH_4) nehmen an Kreisläufen teil, die durch biologisch bewirkte Reduktions- und Oxidationsprozesse gesteuert werden. Da durch die Eingriffe der Zivilisation, insbesondere durch die Verbrennung von fossilen Brennstoffen (Kohle, Öl), die Geschwindigkeit der Oxidation von Kohlenstoff, Stickstoff und Schwefel gegenüber der Reduktion von CO_2 , Stickstoff und Stickoxiden, sowie SO_2 und Schwefelsäure (H_2SO_4) größer ist, kommt es zu einer empfindlichen Störung des Gleichgewichtes. Die aus der Oxidation der Schwefel- und Stickstoffverbindungen hervorgehenden starken Säuren (H_2SO_4 und HNO_3) werden dementsprechend in der Atmosphäre angereichert und sind vor allem an der Bildung des sauren Regens beteiligt (Stumm und Morgan, 1981).

2.2. Wichtigste Emittenten von SO_2 und NO_x

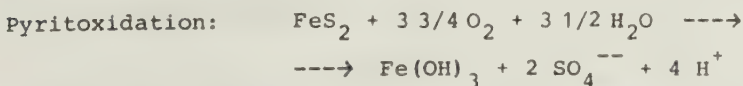
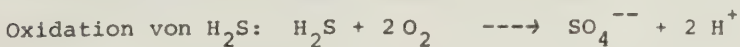
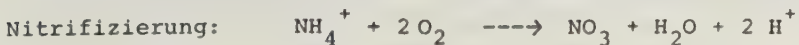
Mit dem erhöhten Energiebedarf und der Nutzung fossiler Energieträger steigt auch die Emission von Verbrennungsprodukten, insbesondere Schwefeldioxid (SO_2) und Stickoxide (NO_x) in die Atmosphäre. Die folgende Tabelle (Umweltbundesamt, 1984) gibt eine Übersicht über die prozentualen Anteile der verschiedenen Emittenten von SO_2 und NO_x bzw. NO_2 in der Bundesrepublik im Jahre 1982:

Emissionen (Anteile in %)	SO ₂	NO _x bzw. NO ₂
Verkehr	3,4	54,6
Kleinverbraucher	9,3	3,7
Energiesektor	62,1	27,7
Industrie	25,2	14,0
Gesamt (t)	3 Mill.	3,1 Mill.

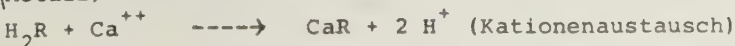
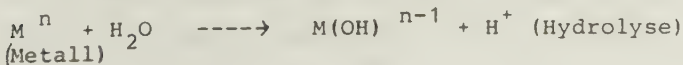
Aus der Zusammenstellung wird deutlich, daß an der Schwefeldioxidemission in der BRD vorwiegend der Energiesektor, an der Zunahme der Belastung an Stickstoffoxiden dagegen maßgeblich der Verkehr beteiligt ist.

2.3. Natürliche Prozesse, bei denen Wasserstoffionen entstehen

Natürliche Prozesse, bei denen außerdem Wasserstoffionen (H⁺) entstehen können, sind nach Stumm (1985) Oxidationsprozesse, wie die Nitrifizierung, die Schwefelwasserstoffoxidation und die Pyritoxidation nach folgenden Reaktionsgleichungen:



Nach Dickson (1980) führen auch Metall-Hydrolyse-Prozesse, sowie Kationenaustauschvorgänge nach folgendem Muster zur Bildung von Wasserstoffionen:



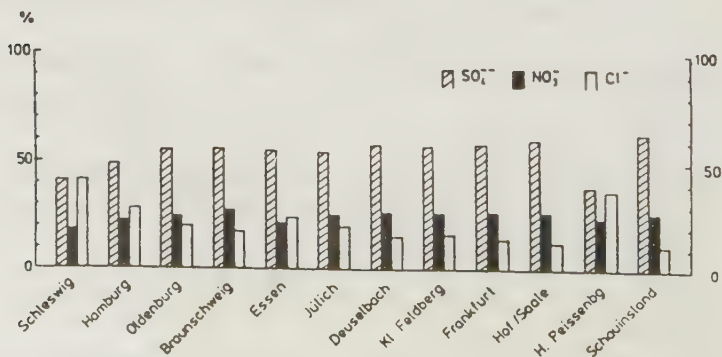
2.4. Chemie des Regenwassers

Ein Maß für den Säuregehalt einer wässrigen Lösung ist der pH-Wert. Er ist als Maß der Konzentration freier H^+ -Ionen aufzufassen ($pH = -\log(H^+)$).

Nach Angaben von Wieting (1985) ist der Niederschlags-pH in der Bundesrepublik Deutschland in den 30er Jahren auf den auch heute noch aktuellen Wert gesunken. Der durchschnittliche pH-Wert des Freiland-Niederschlages beträgt heute 4,2. Unter Buchenbeständen sinkt er bis auf ca. 3,8 und in Fichtenbeständen sogar auf Werte um 3,3 ab (Krieter und Haberer, 1985).

In unseren Breiten läßt sich der Säuregehalt zu 60 % auf Sulfat und zu 30 % auf Nitrat zurückführen. Der Säuregehalt der Niederschläge in emissionsfernen Gebieten wird wesentlich durch Schwefelverbindungen und nur in sehr geringem Maß durch Stickstoffverbindungen bestimmt. Abbildung 1 gibt einen Überblick über die relativen Beiträge von Sulfat (SO_4^{--}), Nitrat (NO_3^-) und Chlorid (Cl^-) zur Säurebildung im Regen an verschiedenen Meßstationen in der Bundesrepublik Deutschland.

Abbildung 1: Relative Beiträge von Sulfat (SO_4^{--}), Nitrat (NO_3^-) und Chlorid (Cl^-) zur Säurebildung im Regen (aus Georgi et al., 1983).



2.5. Spurenelemente im Regenwasser

Neben versauernden Substanzen und basischen Kationen (Ca und Mg) beinhaltet Regenwasser auch erhöhte Gehalte an Spurenelementen, welche durch industrielle Emittenten an die Atmosphäre abgegeben werden. Delisle et al. (1983) untersuchten im Sommer 1979 Regenwasserproben im nördlichen Quebec, Kanada, und fanden folgende Spurenelementgehalte bei pH-Werten des Regenwassers von 3,2 - 5,4:

Blei	7	-	450	µg/l
Cadmium	0,5	-	1,7	µg/l
Zink	37	-	991	µg/l
Kupfer	9	-	165	µg/l
Aluminium	17	-	102	µg/l
Eisen	21	-	77	µg/l

Kreutzer (1984) berichtet über ähnlich hohe Depositionsraten mit den Niederschlägen für die Spurenelemente Kupfer, Zink, Cadmium und Blei im Freilandniederschlag in der Bundesrepublik. Er stellt jedoch fest, daß die Depositionsraten der Spurenelemente mit dem Regenwasser wesentlich stärker von der Entfernung zum Emittenten, von den Windrichtungen und von den Niederschlagsverhältnissen abhängen, als das bei NO_x und SO_2 der Fall ist.

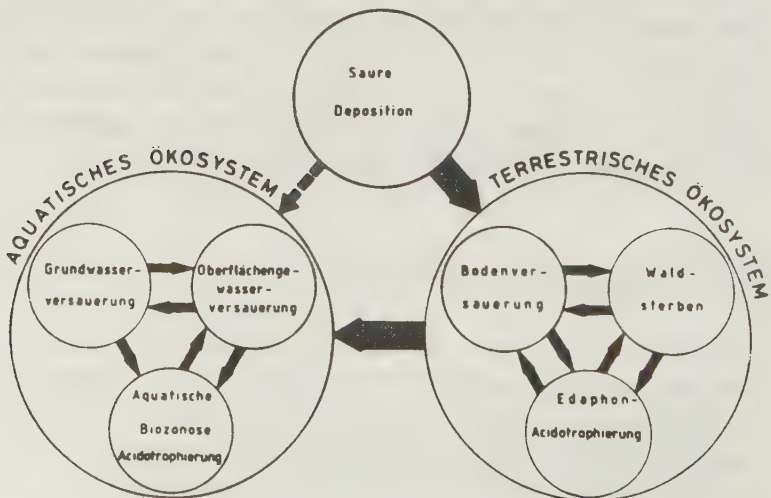
2.6. Atmosphärische Depositionen

Die natürlichen, wie auch die anthropogenen Emissionen werden während regenfreier Perioden als "trockene" und während des Ausregnens als "nasse" Deposition bezeichnet. Während niederschlagsfreier Perioden akkumulieren die Luftschadstoffe auf den Pflanzenoberflächen in trockener Form als "trockene" Deposition, die dann mit dem

nächsten kräftigen Niederschlag abgewaschen und dem Boden zugeführt werden. Luftschadstoffe, die bereits in der Atmosphäre von Regentropfen aufgenommen werden, gelangen als "nasse" Deposition in das Ökosystem. Ein Teil der trockenen und nassen Depositionen erreicht den Boden und die Gewässer direkt, ein anderer Teil wird entsprechend der Vegetationszusammensetzung herausgefiltert und mit den Stoffwechselprodukten der Pflanzen ausgewaschen oder über den Blattfall dem Boden zugeführt (Pankrath, 1983; Ulrich, 1982).

Die Abbildung 2 verdeutlicht, daß saure Depositionen nicht nur direkte Auswirkungen auf Ökosysteme zur Folge haben, sondern einen wesentlich weitreichenderen indirekten Einfluß über terrestrische Ökosysteme auf die aquatischen Ökosysteme ausüben.

Abbildung 2 (nach Lehmann et al., 1985)



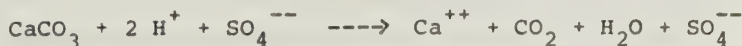
3. Auswirkungen "Saurer Niederschläge" auf die Böden

3.1. Pufferbereiche im Boden

Der Boden hat im Endeffekt die ganze Säurelast zu tragen, die durch trockene und nasse Deposition auf ihn einwirkt. In welchem Ausmaß er dazu in der Lage ist, hängt von seinen chemischen Pufferungseigenschaften ab. Das zentrale Prinzip bei der Neutralisation ist die Umwandlung der aus Schwefeldioxid und den Stickstoffoxiden gebildeten starken Säuren in schwächere Säuren, wie Kohlensäure, Kieselsäure und letztendlich in Wasser (Krieter und Haberer, 1985). Nach Ulrich et al. (1979), Voigt (1980), Mason und Seip (1985) und Prenzel (1985) treten in Böden folgende Puffersysteme auf:

Der Kohlensäure-/Carbonat-Pufferbereich

Der Kohlensäure-Carbonat-Puffer ist wirksam im Bereich von pH 6,2 - 8,6. Dieser Puffer wirkt in Böden mit hohem Carbonatgehalt. Er ist von herausragender Bedeutung, da hier H^+ -Ionen gebunden und Ca^{++} - bzw. Mg^{++} -Ionen an das Bodenwasser abgegeben werden. Säuren werden durch Auflösung von Calciumcarbonat gepuffert nach folgender Reaktion:



Im Kohlensäure-Carbonat-Pufferbereich ändert sich der pH-Wert nicht merklich. Erst nach Entkalkung des Bodens kann der pH-Wert weiter absinken.

Der Silikat-Pufferbereich

Findet die Versauerung auf kalk- oder dolomitfreien Böden (z.B. Urgesteinsböden) statt, dann kann durch partielle Verwitterung der Silikate (z.B. Feldspate) die H^+ -Abpufferung im pH-Bereich von 6,2 bis 5,0 erfolgen. Die

Silikate puffern die starke Schwefelsäure ab und setzen dabei die schwache Kieselsäure frei, nach der Gleichung:



Die Pufferkapazität richtet sich dabei nach dem Silikatgehalt und ihrer Verwitterbarkeit im Boden. Böden in mitteleuropäischen Landschaften würden sich im Silikat-Pufferbereich befinden, wenn durch Luftschadstoffe dieses Gleichgewicht nicht gestört wäre.

Der Austauscher-Pufferbereich

Sinkt der pH-Wert weiter ab (z.B. durch den langanhaltenden Einfluß des sauren Niederschlages), dann kommen wir im pH-Bereich von 5,0 - 4,2 in den Austauscher-Pufferbereich. In diesem Stadium werden die an den Tonmineralien adsorbtiv gebundenen Kationen (Ca^{++} , Mg^{++} , K^+) ausgetauscht und ausgewaschen. Daneben werden die Säuren auch abgepuffert unter Freisetzung von Aluminium-Ionen aus den Silikaten. Aluminium, welches mit 9 % am Aufbau der Erdkruste beteiligt ist, kann dann am Austauschkomplex und in der Bodenlösung dominieren (Driscoll, 1985). Die Pufferkapazität des Bodens in diesem Bereich ist aber sehr gering.

Der Aluminium-Eisen-Pufferbereich

Bei fortschreitender Versauerung kommen wir in den Aluminium-Pufferbereich. Die meisten unserer Waldböden befinden sich z.Z. im Bereich des Aluminium-Puffersystems von pH 4,2 - 3,8; ein Teil sogar schon im Eisen-Pufferbereich ($\text{pH} < 3$) (Ulrich et al., 1979). Fast alle Ladungsstellen der Tonminerale sind mit Aluminium-Hydroxo-Kationen belegt. Charakteristisch ist nun, daß die Pufferung über eine Auflösung dieser Verbindungen abläuft, wobei Al^{+++} in die Bodenlösung, in tiefere Bodenschichten und

in das Oberflächenwasser gelangt. In noch saurerem Milieu kommt es auch zur Auflösung von Eisenoxiden, wobei Fe^{+++} -Ionen freigesetzt werden.

Aluminium-Puffer: $\text{Al OOH} \cdot \text{H}_2\text{O} + 3 \text{H}^+ \rightarrow \text{Al}^{+++} + 3 \text{H}_2\text{O}$

Eisen-Puffer: $\text{Fe(OH)}_3 + 3 \text{H}^+ \rightarrow \text{Fe}^{+++} + 3 \text{H}_2\text{O}$

Parallel zur Freisetzung von Aluminium- und Eisen-Ionen werden gleichzeitig andere Kationensäuren freigesetzt und es kommt gleichzeitig zu einer Mobilisierung von Schwermetallen in die Bodenlösung und ins Oberflächenwasser. Beim Durchschlagen der Versauerung in tiefere Bodenschichten ist mit einer weiteren Freisetzung von Metallen zu rechnen (Prenzel, 1985):

3.2. Folgen der Bodenversauerung

Von Bodenversauerung spricht man, wenn der pH-Wert des Bodens unter 5,0 absinkt. Die negativen Einflüsse auf den Boden werden vor allem durch Säuren (H_2SO_4 , HNO_3 , HCl , H_2CO_3) und Gifte, wie bestimmte Schwermetalle, ausgelöst.

Mit der Bodenversauerung verbunden sind starke Nährstoffverluste im Boden. Ab pH 3,8 werden Säuren durch Auflösung von Eisenoxiden abgefangen, und es treten gebleichte Horizonte auf, ein Prozeß, der als Podsolierung bekannt ist. Anhaltende Podsolierung führt zur Verdrängung aller Baumarten aus einem Ökosystem (Ulrich und Büttner, 1985).

4. Auswirkungen "Saurer Niederschläge" auf die Gewässer

4.1. Puffersysteme im Wasser

Die Versauerung von Gewässern durch Eintrag von Luftschadstoffen hängt entscheidend von der Stärke des Hydrogen-Carbonat-Puffersystems ab (Krieter und Haberer, 1985). Damit wird auch klar, daß Gewässer aus kalkarmen Landschaften einer besonderen Gefährdung ausgesetzt sind. Das Carbonat-Puffersystem ist nur bis zu pH-Werten um pH 6 wirksam. Nach Erschöpfung des Hydrogen-Carbonatpuffers kommt es nach Hendriksen (1982) zu einer schnellen und drastischen pH-Absenkung in Gewässern. Unter pH-Werten um 6,0 übernimmt nach Johannessen (1980) weitgehend das Aluminium die Pufferung im Wasser nach folgendem Reaktionsschema:



Bei weiter abnehmendem pH-Wert wird zunehmend Aluminium in ionaler Form freigesetzt:



Weitere Puffersysteme treten im Wasser entweder nur in sehr geringen Konzentrationen auf oder puffern in pH-Bereichen, die für die Versauerung keine Bedeutung mehr haben.

4.1.1. Beziehung zwischen pH-Wert und Aluminiumgehalt im Wasser

Besondere Bedeutung kommt bei der Gewässerversauerung dem Aluminium zu, das für aquatische Lebewesen wie auch für Säugetiere toxisch sein kann (Burrows, 1977). Das Aluminium stammt aus den im Gestein und Boden ablaufenden Prozessen und wird bei entsprechendem pH-Milieu ins

Oberflächenwasser abgegeben. Untersuchungen in der gesamten Bundesrepublik Deutschland im Frühjahr 1983 zeigten, daß bei pH-Werten $< 5,0$ die Aluminiumgehalte im Wasser bei etwa 2,0 mg/l lagen und die höchsten Konzentrationen mit über 5 mg/l im Kaufunger Wald gefunden wurden (Schön et al., 1984). Ulrich und Puhe (1985) fanden in Quellen des Kaufunger Waldes (pH-Werte 3,3 - 4,4) maximale Aluminiumkonzentrationen von 7,9 mg Al/l. Im Taunus wurden Werte von über 4 mg/l gefunden (Krieter und Haberer, 1985).

Es ergibt sich eine gute Korrelation zwischen pH-Werten und Al-Gehalt im Wasser, die vor allem auf der chemischen Natur des Aluminiums beruht, da die Löslichkeit von Aluminium im Wasser mit sinkendem pH-Wert, vor allem zwischen pH 4,0 - 5,0 stark zunimmt (Driscoll, 1985).

4.2. Sensitivität von Gewässern

Das Ausmaß, in dem Säureeintrag ein aquatisches System verändern kann, ist nach Hendriksen (1982), Ulrich et al. (1979) und Overein et al. (1981) von der Geochemie, Geomorphologie und Hydrodynamik des Wassereinzugsgebietes abhängig. Diese Faktoren bedingen die Kapazität des Bodens und des Wassers, Säuren zu neutralisieren und Metalle und andere organische Verbindungen zu absorbieren. Schwach gepufferte, elektrolytarme, oligotrophe Gewässer sind gegenüber Säureeintrag am empfindlichsten. Solche Gewässer finden sich nach Untersuchungen von Harvey et al. (1981), Overein et al. (1981) und Schön et al. (1984) in Gebieten mit verwitterungsresistentem quarzhaltigem Untergrund (Urgestein, wie Granit und Gneis) mit oft dünner Bodenauflage. Sie sind verbreitet in den Bereichen des präkambrischen Schildes in Nordamerika und Nordeuropa. Die Gewässer weisen dort oft sehr niedrige

Ionenstärken auf (spezifische Leitfähigkeit $< 50 \mu\text{S}/\text{cm}$ bei 20°C), sehr niedrige Alkalinitäten (Hydrogencarbonat-Konzentration $< 100 \mu\text{g}\ddot{\text{a}}\text{q}/\text{l}$) und sehr geringe Pufferkapazitäten. Keine Versauerung von Gewässern ist in Gegenden mit ausreichend kalkhaltigem Gestein zu erwarten. Der größte Fluß, von dem eine Versauerung bekannt ist, ist der Tovdal in Norwegen mit Spitzenabflüssen, die $300 \text{ m}^3/\text{sec.}$ betragen (Overein et al., 1981).

4.2.1. Zusammenfassung der Faktoren, welche die Gewässerversauerung beeinflussen

Folgende Faktoren können nach Lehmann et al. (1985) Einfluß auf die Gewässerversauerung haben:

- Emission - Transmission - Immission - Deposition
- Geogene Situation (morphologische Situation, Gesteins- und Bodenzusammensetzung)
- Orographische Situation (Höhenlage, Exposition, Hangneigung)
- Hydrologische Gegebenheiten (Einzugsgebiet, Bodenwasserhaushalt, Grundwasserspeicher, Abflußverhältnisse)
- Vegetation (z.B. Art der Bestockung)
- Klimatische Gegebenheiten (Wetterlage, Einstrahlung, Windrichtung, Niederschlag, Verdunstung)
- Landnutzung (Landwirtschaft, Siedlung, Drainagen, Teichwirtschaft, Änderung der ursprünglichen Pflanzengesellschaften)

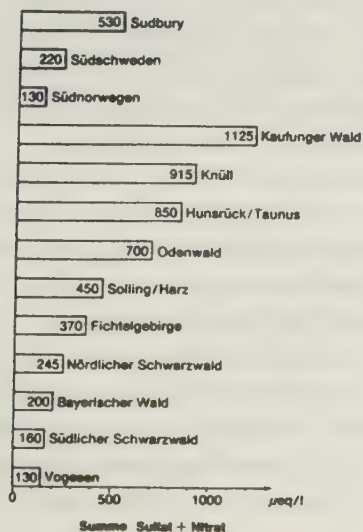
4.3. Erfassung versauerter Gewässer in der Bundesrepublik Deutschland

Das Ausmaß der Versauerung wird oft als Summe von NO_3^- und SO_4^{--} in $\mu\text{g}\ddot{\text{a}}\text{q}/\text{l}$ der Wasserproben der einzelnen Untersuchungsgebiete angegeben. Von der stärksten Versauerung sind die Waldlandschaften im Nordteil der deutschen Mit-

telgebirgsschwelle betroffen, besonders der Kaufunger Wald und das Knüllgebirge, beides Buntsandsteingebirge, die im Windschatten des Rhein-Ruhr-Gebietes, dem größten SO_2 -Emissionsgebiet der Bundesrepublik, liegen.

Als schwer belastet gelten die im zentralen Teil der Mittelgebirgsschwelle gelegenen Gewässer aus den Quarziten von Taunus und Hunsrück, der Odenwald, aus Kristallin und Buntsandstein aufgebaut, und weiter im Norden der Harz und Solling. In Süddeutschland sind besonders die Waldschadensgebiete Schwarzwald, Bayerischer Wald und Fichtelgebirge von der Gewässerversauerung betroffen (Hamm, 1985). Die Gewässerversauerung in den Landschaften der Bundesrepublik betrifft vor allem Gewässer, die bisher noch als unbelastet und von hoher Güte angesehen wurden. Oft waren diese untersuchten Waldbäche letzte naturnahe Biotope.

Abbildung 3: Versauerung als Summe von Sulfat und Nitrat in einzelnen Untersuchungsgebieten während der Schneeschmelze (Sudbury, Südschweden und Südnorwegen als Vergleich) (aus Schön und Wright, 1983)



4.4. Auswirkungen der Versauerungen auf die Fischfauna

Die Versauerung von Gewässern und damit einhergehende Fischsterben sind in weiten Teilen Skandinaviens und Nordamerikas schon seit längerer Zeit bekannt. Die frühesten Berichte über Fischsterben im Zusammenhang mit einer Versauerung liegen bereits aus den 20er Jahren vor, als die Lachspopulationen in einigen großen, südnorwegischen Flüssen abzunehmen begannen (Dahl, 1921, 1927).

Die Situation heute in den betroffenen Ländern ist größtenteils erschreckend. In Südnorwegen werden örtliche Verluste des Fischbestandes über eine Fläche von 30.000 km² registriert, davon sind 13.000 km² gänzlich ohne jeden Fischbestand (Forsberg, 1984). In Schweden wird erstmals im Jahre 1964 über das Verschwinden von Fischen in versauerten Gewässern berichtet. Schweden besitzt etwa 85.000 Seen, die größer als ein Hektar sind, von denen mehr als 18.000 versauert und ohne jeden Fischbestand sind. In Tausenden von Kilometern Fließgewässer wird ein Verlust der Fischbestände beschrieben (Forsberg, 1984; Muniz, 1984).

In den 60er Jahren wurde auch in Ostbayern auf das Auftreten von Fischsterben bei Schmelzwasser im Frühjahr und auf das Verschwinden von Fischen in Quellbächen aufmerksam gemacht (Thiem, 1967). Neuere Untersuchungen von Fischer-Scherl et al. (1986) zeigen, daß viele Bachoberläufe des ostbayerischen Grundgebirges keinen Fischbestand mehr aufweisen und sich erhebliche Veränderungen in der Fischfauna dieser Region vollzogen haben. Dabei weisen Fische in diesen Gewässern oft extrem unterschiedliche Konditionsfaktoren auf, so daß sie deshalb als "Hungerformen" bezeichnet werden. Als Folge der Versauerung von Gewässern wird ein dramatischer Anstieg von Aluminiumionen, sowie neben vielen anderen chemischen Reaktionen eine erhöhte Konzentration von verschiedenen Schwermetallen wie Blei, Cadmium, Kupfer, Zink und Quecksilber angegeben, welche äußerst giftig auf aquatische Organismen, besonders auf Fische, wirken (Dickson, 1975; Baker und Schofield, 1982; Muniz, 1984).

5. Herkunft von Schwermetallverunreinigungen in Gewässern

Für die Herkunft von Schwermetallverunreinigungen in Gewässern können nach Förstner und Müller (1974) folgende Quellen angesehen werden:

- geologisch bedingte Schwermetallgehalte;
- Schwermetalle, die bei der industriellen Gewinnung (und Rückgewinnung) von Metallen und Metallverbindungen sowie deren Bearbeitung und Veredelung an die Umwelt abgegeben werden;
- Schwermetalle, die durch Verbrauch oder Abnutzung von metallhaltigen Produkten im industriellen, kleingewerblichen, landwirtschaftlichen und individuellen Bereich anfallen;
- Schwermetalle aus Sickerwässern von Abfallhalden und Schwermetalle in Fäkalien und Dünger.

5.1. Metalleinträge in Oberflächengewässer durch Deposition

Mit dem Niederschlagswasser gelangen die verschiedenen über die Luft eingetragenen Stoffe in den Boden und unterliegen dort zum Teil einer chemischen Umwandlung. Die Inhaltsstoffe des Quellwassers, das den Boden wieder verläßt, können sowohl die eingetragenen Stoffe selbst als auch die Reaktionsprodukte der Umsetzung enthalten (Görtz et al., 1984).

Die Gehalte von Spurenelementen (Aluminium, Cadmium, Kupfer, Zink) sind mehr oder weniger deutlich mit dem Abfluß korreliert. Der im Zusammenhang mit sauren Niederschlägen und insbesondere bei der Schneeschmelze auftretende Oberflächenabfluß führt nicht zu einer Verringerung der Metallkonzentration im Wasser durch Verdünnung, sondern oft zu einem Ansteigen der Konzentrationen bei zunehmendem Abfluß (Görtz et al., 1985).

Die durch trockene und nasse Depositionen eingebrachte Menge an Spurenelementen ist stark standortspezifisch und kann sich auch kleinräumig und zeitlich stark unterscheiden. So stellten beispielsweise Puhe und Ulrich (1985) bei Quellwasseranalysen im Kaufunger Wald fest, daß Quellen, die in einer Immissionsschutzlage liegen, wesentlich geringere Metallkonzentrationen aufweisen als Quellen, die in einer Immissionslage entspringen.

5.2. Metalleinträge in Oberflächengewässer durch Mobilisierung aus dem Boden

Schwermetalle können bodenintern bei der Gesteinsverwitterung freigesetzt werden - dies gilt vor allem für Aluminium, Eisen, Mangan und Cobalt - oder aber über den atmosphärischen Eintrag in den Boden gelangen. Sie werden dadurch ökologisch wirksam, daß sie über die Lösungsphase in ionaler Form oder als löslicher Komplex Eingang in die Organismen finden. Mayer (1985) unterscheidet prinzipiell zwei Bindungsformen für Metalle im Boden:

- a.) die mineralische Bindung in Kristallgittern oder in amorpher Mineralsubstanz. Bei dieser Bindungsform bestimmen Fällungs- und Lösungsvorgänge die Mobilität.
- b.) die adsorbtive Bindung an die mineralische und organische Oberflächen. Dabei entscheiden Adsorptions- und Desorptionsreaktionen über das Auftreten von Metallionen in der Bodenlösung und im Oberflächenwasser.

5.2.1. Steuergröße pH-Wert

Für alle Bindungsformen der Metalle im Boden gilt die Regel, daß der pH-Wert des Bodens die wichtigste Steuergröße für deren Mobilität darstellt. Die Mobilität eines

Metallelemente im Boden ist umso höher, je niedriger der pH-Wert des Bodens ist (Mayer, 1985). Untersuchungen von Herms und Brümmer (1984) ergaben für verschiedene Schwermetalle folgende Reihung nach steigender Mobilität bei pH-Werten unter 6 in der Bodenlösung:

---Steigende Mobilität / abnehmende Bindungsstärke ---→
Hg > Pb > Cu > Zn > Co > Ni > Cd > Mn

Diese Untersuchung zeigt, daß Mangan (Mn) bei pH-Werten unter 6 die größte Mobilität aufweist, wohingegen Quecksilber (Hg) die geringste Mobilität unter gleichen Bedingungen zeigt.

Böden mit hohen Tongehalten sind in der Lage, wesentlich größere Mengen an Schwermetallen aus der Bodenlösung festzuhalten als Böden mit geringen Tongehalten. Dies hängt mit der großen Oberfläche dieser kleinsten Bodenpartikel und mit dem Überwiegen der adsorptiven Bindung an diesen Oberflächen zusammen. Puhe und Ulrich (1985) stellten bei ihren Untersuchungen ein ähnliches Verhalten für Aluminium und alle untersuchten Schwermetalle bei abnehmendem pH-Wert fest.

5.2.2. Weitere Steuergrößen für die Mobilität

Weitere Einflußfaktoren für die Mobilität von Schwermetallen sind das Redox-Potential sowie die Art und Konzentration der in der Bodenlösung anwesenden anorganischen und organischen Komplexbildner und Salze. So wirkt sich die Verdrängung von Schwermetallen aus ihrer adsorptiven Bindung an Bodenpartikel durch einen Überschuß an konkurrierenden Ionen in der Bodenlösung (z.B. durch Düngereinsatz oder Streusalzzufuhr) mobilisierend auf viele Schwermetalle aus (Herms und Brümmer, 1984). Mobilisierend wirkt auch die Bildung von löslichen anorganischen Komplexverbindungen, die Metalle besonders mit Chlorid-Ionen eingehen (Swedish Ministry of Agriculture, 1982).

6. Metalltoxizität

6.1. Faktoren, die die Metalltoxizität beeinflussen

Bryan (1979) stellt fest, daß die Toxizität aller Metalle entscheidend von ihrer Löslichkeit im Wasser bestimmt wird. Die Anwesenheit verschiedenster Metalle und Gifte im Wasser kann zu Interaktionen, aber auch zu antagonistischen Effekten führen, die sich dann mehr oder weniger additiv auf die Toxizität im Organismus auswirken können. Die physikalischen und chemischen Eigenschaften des Wassers (z.B. Temperatur, pH-Wert usw.) greifen sowohl in die Physiologie der Wasserorganismen ein und bestimmen letztendlich auch die chemische Form der Metalle und somit auch ihre Toxizität.

Die verschiedenen Faktoren, welche die Toxizität von Spurenelementen auf aquatische Organismen beeinflussen, hat Bryan (1979) zusammengefaßt:

Metallform im Wasser	organisch anorganisch	löslich unlöslich	Ion Komplexion Chelation Molekül Kolloid Präzipitat Adsorbiert
Gegenwart anderer Metalle und Gifte	Interaktion keine Interaktion Antagonismus	mehr als additiv additiv nicht additiv	
Faktoren, welche die Physiologie des Organismus sowie die Metallform im Wasser beeinflussen		Temperatur pH-Wert gelöster Sauerstoffgehalt Licht Salinität (Härte des Wassers)	

Konditionen des Wasser- organismus	{	Lebensstadium (Ei, Larve, adultes Tier)
		Veränderungen im Lebenszyklus (Laichzeit)
		Alter und Größe
		Geschlecht
		Aktivität des Organismus
		zusätzliche Schutzmechanismen (z.B. Schale)
		Adaptation an Metalle

Verhaltensantwort / Verändertes Verhalten (Flucht etc.)

6.2. Der Fisch als Indikator für Schadstoffe im Wasser

Als Endglied der aquatischen Nahrungskette ist der Fisch dem Leben im Wasser sehr gut angepaßt. Er spiegelt wie kein anderer Organismus den Zustand der Gewässer wider. Bei Änderung der Wasserqualität durch Zufuhr fremder Stoffe, wie z.B. Schwermetalle, wird der Fisch darauf reagieren, z.B. durch Flucht in nicht betroffene Gewässerbereiche, wenn ihm das möglich ist. Wenn ihm das unmöglich ist, beobachtet man verschiedene Symptome, die das Ausmaß seiner Schädigung ausdrücken, wie z.B. Notatmung, Taumeln, Lethargie und letztendlich Eintritt des Todes.

Da Vergiftungen Krankheiten sind, die letztendlich zu Organschäden bzw. Anreicherung der Schadstoffe in den verschiedenen Organen führen, welche quantitativ und qualitativ meßbar sind, ist der Fisch ein besserer Indikator für Schadstoffe als viele andere Wasserorganismen (Haider, 1980). Mit den im Wasser enthaltenen Stoffen, wie z.B. Schwermetalle, kommt der Fisch in Berührung über die Haut, die respiratorischen Epithelien der Kiemenhöhle, den vorderen und hinteren Abschnitten des Verdauungstraktes, sowie den Sinnesorganen. Die mit der Nahrung aufgenommenen Gifte werden über den Magen-Darm-

Trakt resorbiert, die an der Kiemenoberfläche aufgenommenen Schadstoffe gelangen über das Kiemenepithel direkt in das Blutgefäßsystem und werden im ganzen Organismus verteilt und in verschiedenen Organen akkumuliert (Reichenbach-Klinke, 1978).

6.3. Toxische Metalle und Metallverbindungen

Die Toxikologie ist die Lehre von den schädlichen Wirkungen chemischer Substanzen. Ein Stoff ist dann als Gift zu bezeichnen, wenn er bei Inkorporation schädliche Wirkungen hervorruft. Schon Paracelsus (1493-1541) hat sich mit der Frage beschäftigt, was ein Gift sei und erkannt, daß nicht primär der Stoff selbst, sondern die Dosis maßgebend ist (Sola dosis facit venenum!).

Nach heutiger Auffassung kommt es nicht allein auf die Dosis an, sondern auch auf die im Organismus akkumulierte Stoffmenge bzw. auf die im empfindlichsten Organ auftretende Konzentration. Die durch Gifte verursachten Funktionsstörungen beruhen zum Teil auf Zerstörung der Zellstrukturen, Blockierung von Enzymaktivitäten und ähnlichen Vorgängen (Hütter, 1984).

Toxische und potentiell toxische Metalle nehmen unter den Schadstoffen eine besondere Stellung ein, da sie in der Umwelt (Geosphäre und Hydrosphäre) weder durch chemische noch durch biologische Prozesse abbaubar sind. Sie sind lediglich in mehr oder weniger toxische Verbindungsformen umwandelbar (Bowen, 1979).

In die Gruppe potentiell toxischer Metalle und Metallverbindungen gehören vor allem Schwermetalle mit einer Dichte $> 3\text{-}5 \text{ g/cm}^3$. Dazu zählen vor allem Blei (Pb), Cadmium (Cd), Kupfer (Cu), Zink (Zn), Chrom (Cr), Nickel (Ni), Kobalt (Co), Quecksilber (Hg) und Thallium (Th) (Kamm, 1985).

6.3.1. Aluminium

6.3.1.1. Allgemeines über das Element Aluminium

Nach dem Sauerstoff und dem Silicium ist das Aluminium das dritthäufigste Element der Erdkrinde überhaupt und nimmt mit ca. 9 % am Aufbau der Erdkruste teil. Es liegt zumeist gebunden in Alumosilikatmineralien vor, in magmatischen und metamorphen Gesteinen (Feldspate, Glimmer), in Böden und Sedimenten, und in Tonmineralien, die durch Verwitterung der primären Alumosilikate entstehen. Andere natürlich vorkommende aluminiumreiche Feststoffe sind u.a. Bauxit, Korund, Kryolit sowie Aluminium-Humate in Böden (Sager, 1986).

6.3.1.2. Chemie des Aluminiums

$\text{Al}(\text{OH})_3$ besitzt amphoteren Charakter (d.h., es wirkt sowohl als Säure als auch als Base bei verschiedenen pH-Werten). In neutralen Gewässern ist die Konzentration an gelöstem Aluminium niedrig, doch mit abnehmendem pH-Wert bilden sich Hydroxo-Kationen, die an Tonmineralien bei pH 4,0 maximal gebunden werden (Ulrich et al., 1979). In schwachsauren Lösungen dominieren polymere und kolloide Hydroxokomplexe, die nur langsam reagieren. Fluorid, verschiedene Phosphate sowie zahlreiche organische Verbindungen mit ihren Karboxyl- und Hydroxylgruppen mobilisieren zumeist das Aluminium aus seinen Hydroxokomplexen und bilden monomere Spezies. Stark fluorhaltige Mineralwässer (z.B. Bad Gastein, Österreich) haben einen hohen Anteil von gelöstem Aluminium. Bei der Fällung von $\text{Al}(\text{OH})_3$ wird Fluor beträchtlich mitgefällt. Aluminiumhydroxid wird daher auch zur Entfluoridierung von Trinkwasser verwendet (Sager, 1986).

In stark sauren Lösungen tritt Aluminium als mobiles Aquoion Al^{+++} auf, als Komplexbildner sind nur Sulfat und Fluorid möglich. Durch Flüssigkeitschromatographie wurde von

Campell et al. (1983) nachgewiesen, daß in sauren Gewässern das Aluminium in monomeren Hydroxo- und Fluorokomplexen, sowie assoziiert mit Fulvin- und Huminstoffen auftritt. Daß die Versauerung von Seen und Flüssen zu einer starken Mobilisierung des Aluminiums in seiner anorganischen Form führt und somit ein ernstes Wasserqualitätsproblem in granitischen Ökosystemen oder Buntsandsteingebieten darstellt, haben Untersuchungen von Driscoll et al. (1980) im Nordosten der USA, Henriksen et al. (1984) in Norwegen und Zöttl et al. (1985) im Schwarzwald gezeigt. Bei Flüssen aus Granitgebieten steigt der Gesamtaluminiumgehalt sowie das als toxisch geltende anorganisch gebundene Aluminium und Al^{+++} mit sinkendem pH-Wert dramatisch an (Driscoll et al., 1980).

6.3.1.3. Aluminiumtoxizität bei Fischen

Über die Toxizität von Aluminium bei Fischen gibt es unterschiedliche Angaben und Untersuchungsergebnisse. Das liegt vor allem an den verschiedenen Versuchsbedingungen, welche den Toxizitätstests zugrunde liegen (z.B. verschiedene Fischarten, verschiedene Aluminiumverbindungen im Wasser, unterschiedliche Wasserparameter). So ergaben Toxizitätstests von Freeman und Everhard (1971) mit Regenbogenforellen eine starke pH-Wert-Abhängigkeit, wobei die Aluminiumkonzentration im Wasser von sekundärer Bedeutung war. Aluminiumkonzentrationen von 1,5 ppm im Wasser führten bei ihren Versuchen zu starken physiologischen Veränderungen und zu Verhaltensveränderungen bis zum Eintritt des Todes der Fische.

Brown (1981) stellt in Versuchen mit Bachforellen (*Salmo trutta*) fest, daß 250 bis 500 $\mu\text{g Al/l}$ in Form von AlCl_3 bei Wasser-pH-Werten von 3,5 bis 4,0 die Überlebenszeit gegenüber Bachforellen in Wasser mit gleichen pH-Werten ohne Aluminiumzusatz mehr als verdoppelte. Dabei überlebten Fische aus einem natürlich versauerten Gewässer

(Tovdal-River, Norwegen) signifikant länger als Fische aus einer Fischzuchtanstalt. Muniz und Leivestad (1980) beobachteten massives Fischsterben bei erwachsenen Bachforellen bei 150 $\mu\text{g Al/l}$ in versauerten Gewässern. Baker und Schofield (1982) berichten, daß Aluminiumkonzentrationen von 100-200 $\mu\text{g Al/l}$ zu einer meßbaren Wachstumsreduktion und Lebenszeitverkürzung bei Larven und Jungfischen von Bachsaiblingen (*Salvelinus fontinalis*) bei pH-Werten von 4,2 bis 5,6 führten.

Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri* R.), welche subletalen Aluminiumkonzentrationen ausgesetzt wurden, zeigten nach kurzer Zeit folgende Symptome: starke Kiemenhyperplasie, Verdunkelung der Hautoberfläche, Inappetenz, verminderte Bewegungsaktivität und schließlich Eintritt des Todes. Freeman (1973) führte die Todesursache auf Ersticken als Folge der starken Kiemenveränderungen zurück.

Histologische Veränderungen im Bereich der Kiemenepithelien in Form von Chloridzellenschwellungen und Chloridzellenvermehrung sowie Schwellung der Epithelzellen der Sekundärlamellen wurden licht- und elektronenmikroskopisch von Karlsson-Norrgren et al. (1986a, 1986b) bei Bachforellen in natürlich und künstlich versauerten Gewässern mit erhöhtem Aluminiumgehalt festgestellt. Ähnliche histologische Veränderungen im Bereich der Sekundärlamellen bei Bachsaiblingen (*Salvelinus fontinalis*) aus versauerten Seen mit niedrigen Kalziumgehalten und hohen Aluminiumkonzentrationen beschreiben Chevalier und Gauthier (1985). Fischer-Scherl und Hoffmann (1987) beschreiben eine starke Zunahme der Schleimzellen und eine außerordentlich starke Produktion von Schleimsubstanzen im Kiemengewebe bei Bachforellen und Bachsaiblingen aus einem versauerten Fließgewässer (pH 4,9) mit Aluminiumgehalten von 0,8 mg/l.

Untersuchungen von Malte (1986) ergaben signifikante Veränderungen verschiedener Blutparameter bei Regenbogenforellen als Folge eines respiratorischen Stresses in versauerten, aluminiumhaltigen Gewässern. Malte (1986) stellte fest, daß gleichzeitig mit einer Erhöhung der Atemfrequenz der Kohlendioxidpartialdruck anstieg, während der Sauerstoffpartialdruck in der Aorta von Werten zwischen 90-120 mm Hg dramatisch auf Werte von 30-40 mm Hg abfiel. Ebenso kam es bei diesen aluminiumgestreßten Fischen zu einem kontinuierlichen Anstieg des Hämatokrit-Wertes, zu Veränderungen der Hämoglobinkonzentration sowie zu einem Anstieg der Erythrozytenzahl im Blut. Die Erythrozyten wiesen eine starke Schwellung auf.

6.3.1.4. Akkumulation von Aluminium in Fischorganen

Die Überführung von Aluminium in eine lösliche Form und somit für lebende Zellen verfügbare Form macht aus Aluminium ein starkes Akkumulationsgift. Es ist bekannt, daß Aluminium in einer Vielzahl von Organen bei Säugetieren und Menschen nachgewiesen werden konnte, wobei aber bei Säugetieren und Mensch kein typisches Akkumulationsorgan festgestellt werden konnte (Sorenson et al., 1974). Als erstes Zielorgan - und somit als typisches Akkumulationsorgan für Aluminium - wurde von verschiedenen Untersuchern bei Fischen das Kiemengewebe genannt (Grahn, 1980; Karlsson-Norrgren et al., 1986b). Analysen von Grahn (1980) zeigten, daß Bachforellen aus versauerten Gewässern einen 6-7mal höheren Aluminiumgehalt in den Kiemen aufweisen als Kontrollfische. Bürgel und Soltero (1983) stellen bei Regenbogenforellen verschiedener Altersklassen die höchsten Aluminiumgehalte ebenfalls im Kiemengewebe fest. Der Aluminiumgehalt in Leber und Niere steigt bei diesen Fischen signifikant mit dem Alter der Tiere an, aber übertrifft in keinem Fall die Gehalte im Kiemengewebe. Die Muskulatur zeigt bei allen

Fischen die geringsten Aluminiumgehalte. Chevalier und Gauthier (1985) ermitteln einen sehr hohen Aluminiumgehalt von 9-14 mg/g Kiemengewebe (Aluminium-Gehalt 0,2-0,3 mg/l Wasser) bei Bachsaiblingen in versauerten Seen. Lee und Harvey (1986) stellen die höchsten Aluminiumwerte (3,62 - 4,33 mg/g Kiemetrockenmasse) im Kiemengewebe von Regenbogenforellen, gefolgt von der Leber und den Gonaden, fest. Die Muskulatur erreicht bei diesen Fischen keine auffallenden Aluminiumkonzentrationen. Karlsson-Norrgren et al. (1986a, 1986b) stellen fest, daß die Aluminiumakkumulation im Kiemengewebe stark pH-Wert-abhängig ist. Bei pH-Werten von 4,5 bis 5,5 ist die Aluminiumakkumulation in den Kiemen signifikant höher als bei pH-Werten um 7,0.

6.3.2. Cadmium

6.3.2.1. Allgemeines über das Element Cadmium

Cadmium fällt als Begleitelement von Zink bei dessen technischer Gewinnung an. Cadmiumemissionen stammen aus der weiterverarbeitenden Industrie, aus der Eisenverhüttung und aus fossilen Brennstoffen. Cadmium kommt in der Erdkruste in einer Konzentration von 0,2 µg/g vor und ist gleichmäßig über alle Bodenarten verteilt. Cadmium ist an organische Substanzen und zu einem kleinen Teil an Eisenhydroxide gebunden und akkumuliert insbesondere in der Bodenoberfläche (Hütter, 1984).

6.3.2.2. Chemie des Cadmium

Cadmium ist das mobilste aller Schwermetallionen und seine Löslichkeit ist in hohem Maße vom pH-Wert des Bodenwassers abhängig (Swedish Ministry of Agriculture, 1982). Im Wasser liegt das gelöste Schwermetall nicht direkt in seiner ionischen Form vor, sondern vielmehr

als sogenanntes hydratisiertes Aquoion, das einer Kationensäure entspricht. Dieser Anteil steigt mit abnehmendem Verschmutzungsgrad eines Oberflächengewässers, sowie mit sinkendem pH-Wert und Härtegrad des Wassers. Cadmiumchlorid (CdCl_2), Cadmiumsulfat (CdSO_4) und Cadmiumnitrat ($\text{Cd}(\text{NO}_3)_2$) sind lösliche Verbindungen, wohingegen Cadmiumcarbonate und Cadmiumhydroxide unlösliche Verbindungen darstellen.

In weichen Gewässern mit niedrigen pH-Werten herrscht Cadmium in ionaler Form vor (Gardner, 1974). Im Wasser vorhandene Carbonate (Ca^{++} und Mg^{++}) oder Huminstoffe führen gewöhnlich zur Bildung von unlöslichen Komplexverbindungen mit Cadmium. Der Cadmiumgehalt weitgehend unkontaminierter Quellwässer bewegt sich im allgemeinen bis zu einer Größe von $0,5 \mu\text{g/l}$ (Puhe und Ulrich, 1985). Der globale Durchschnitt für den Cadmium-Background der Oberflächengewässer wird mit $0,1\text{-}0,2 \text{ ppb}$ angegeben (Förstner und Müller, 1974).

6.3.2.3. Auswirkungen von Cadmium auf den Menschen

Als typisches Akkumulationsgift wird Cadmium im menschlichen Organismus besonders in den Nieren angereichert und führt oft erst nach jahrelanger Belastung zu klinisch erkennbaren Schäden. Die ersten schweren Vergiftungsfälle durch Cadmiumverbindungen wurden ebenso wie die durch Quecksilberverbindungen in Japan bekannt. Es handelte sich dabei um ökologisch bedingte schwere Fälle chronischer Intoxikationen. 1940 traten in zahlreichen Dörfern des Jintsu-Gebietes chronische Cadmium-Vergiftungen in Form der Itai-Itai-Krankheit auf. Dabei wurden Reis- und Sojabohnenfelder mit Flußwasser ($0,18 \text{ mg Cd/l}$) bewässert, das cadmiumhaltige Auswaschungen von Halden eines Zinkbergwerkes enthielt (Forth et al., 1980).

Als Folge einer hohen Cadmiumbelastung beim Menschen sind folgende Symptome und Krankheiten bekannt:

Rheumaähnliche Gliederschmerzen, Knochendestruktionen durch Entkalkung des Skeletts, Zerstörungen des Knochenmarks, tubuläre Resorptionsstörungen in den Nieren, die mit einer vermehrten Ausscheidung von Aminosäuren, Zucker, Calcium und Phosphat sowie niedermolekularen Eiweißen verbunden sind, hypochrome Anämie, Lungenschäden, Kurzatmigkeit, gestörter Geruchssinn, Müdigkeit, Kopfschmerzen, Erbrechen und Durchfall, Pankreasinsuffizienz, hoher Blutdruck, Entzündungen der Schleimhäute des Magen-Darmtraktes. Ebenso wird Cadmium eine karzinogene Wirkung im Bereich des Atemtraktes, der Harnwege und der Prostata nachgesagt (Ohnesorge, 1974).

6.3.2.4. Cadmiumtoxizität bei Fischen

Die Giftwirkung von Cadmium auf Fische wächst mit steigender Temperatur sowie bei Verringerung des Sauerstoffgehaltes, des Härtegrades und des pH-Wertes des Wassers (Schweiger, 1957). Die auf Wasserorganismen letal wirkenden Cadmiumkonzentrationen liegen in einem äußerst breiten Bereich. So stellt Schweiger (1957) für folgende Fische bei einwöchiger Versuchsdauer in karbonatfreiem Wasser folgende Letalitätsgrenzen fest:

- 4 mg Cd/l für einsömmrige Regenbogenforellen
- 5 mg Cd/l für einsömmrige Bachsaiblinge
- 15 mg Cd/l für einsömmrige Karpfen
- 20 mg Cd/l für einsömmrlige Schleien

Im Organismus des Fisches wirkt Cadmium hauptsächlich als Fermentgift. Untersuchungen von Haider (1980) mit Regenbogenforellen, welche erhöhten Cadmiumkonzentrationen exponiert wurden, zeigen stets ein Auftreten einer Anämie mit Erniedrigung der Erythrozytenzahl, des Hämoglobingehaltes und des Hämatokritwertes. Alabaster und Lloyd (1980) beschreiben bei Cadmiumintoxikationen fol-

gende Symptome bei Fischen: Veränderungen der Ionenbilanzen im Blut, Muskeldegenerationen, Wirbelsäulenläsionen, Konvulsionen, neuromuskuläre Störungen bis zum Auftreten von Tetanie.

Histopathologische Veränderungen stellen Gardner und Yevich (1970) bei Fischen im Intestinaltrakt, in der Niere und in den Kiemen nach einer Cadmiumexposition von 50 ppm fest. Dabei zeigen sich Epithelschwellungen im Darm schon nach 1 Stunde Expositionszeit, Nekrosen in der Niere nach 12 Stunden und Kiemenschäden nach 20 Stunden. Gardner und Yevich (1970) führen den Tod der Fische auf eine Insuffizienz der respiratorischen und extrarenalen Funktionen des Kiemenepithels zurück. Oronsaye und Brafield (1984) berichten von einer starken Vermehrung der Chloridzellen in Kiemen von dreistachligen Stichlingen (*Gasterosteus aculeatus* L.) als Antwort auf eine erhöhte Ionenregulationsfunktion der Kiemen nach Zerstörung des Nierengewebes durch Cadmium. Auch Karlsson-Norrgren et al. (1985) beschreiben starke Veränderungen in der Kiemenmorphologie bei Zebrabärblingen (*Brachydanio rerio*) und Regenbogenforellen mit Zerstörung der Chloridzellen und Nekrosen der Epithelzellen nach Cadmiumeinwirkung. Crespo et al. (1986) beobachteten morphologische und funktionelle Veränderungen im Darmtrakt von Regenbogenforellen in Form von erhöhten Schleimzellenaktivitäten, Epithelschwellungen und Epithelablösungen sowie erhöhte Lymphozyteninfiltrationen als Folge einer entzündlichen Reaktion auf Cadmium.

6.3.2.5. Akkumulation von Cadmium in Fischorganen

Die Cadmiumaufnahme bei Fischen erfolgt hauptsächlich über das Kiemengewebe (Williams und Giesy, 1978). Dabei wird die Aufnahmerate von Cadmium bestimmt durch die Konzentration im Wasser und die Permeabilität der verschiedenen Verbindungen dieses Metalls. Bei Fischen fin-

det eine Anreicherung von Cadmium vorwiegend in den Kiemen, der Leber und der Niere statt. In der Leber und in der Niere werden auch stets höhere Cadmiumwerte als in der Fischmuskulatur gefunden.

Calamari und Marchetti (1977) ermittelten in Laborversuchen bei Regenbogenforellen (in $50 \mu\text{g Cd/l}$ Wasser) über 20 Tage eine Anreicherung bezogen auf das Frischgewicht

in Blut und Leber	von ca. 30fach
in Kiemen	von ca. 80fach
in Nieren	von ca. 100fach.

Brown, Shurben und Miller (1977) gelangen in 65 Wochen dauernden Versuchen mit Regenbogenforellen (in $2-8 \mu\text{g Cd/l}$ Wasser) zu Anreicherungsfaktoren bezogen auf das Trockengewicht:

in Muskulatur	bis zu 500fach
in Leber	bis zu 3000fach
in Niere	bis zu 10.000fach.

Kumada et al. (1980) ermitteln bei Regenbogenforellen, welche 10 Wochen in Aquariumswasser mit $4 \mu\text{g Cd/l}$ gehältert wurden, $8400 \mu\text{g Cd/kg}$ in der Niere, $3200 \mu\text{g Cd/kg}$ in der Leber und $2200 \mu\text{g Cd/kg}$ in den Kiemen (bezogen auf das Frischgewicht der Organe). Wachs (1982) bestimmte die Cadmiumakkumulation bei Donaufischen (Aitel, Zährte, Brachsen) und stellte dabei die höchsten Cadmiumkonzentrationen in den Nieren der Fische fest.

6.3.3. Zink

6.3.3.1. Allgemeines über das Element Zink

Das Element Zink ist ein Homologes der Elemente Cadmium und Quecksilber. Der Zinkgehalt der Erdkruste beträgt $50-130 \text{ g/t}$. Zink kommt in der Erdrinde als Zinkspat (ZnCO_3), Zinkblende (ZnS) und in einigen Erzen als Begleitelement vor. Neben dieser natürlichen Zinkbelastung

spielt der anthropogene Anteil eine zunehmende Rolle. Zink gelangt in hohem Maße aus der Papierindustrie, der Petrochemie, der Chloralkaliproduktion, der Düngemittelproduktion, aus Erdölraffinerien und Stahlwerken in die Umwelt (Yediler, 1978).

6.3.3.2. Bedeutung von Zink in biologischen Systemen

Obwohl Zink mengenmäßig an der Spitze der Schwermetalle neben Quecksilber, Cadmium und Blei steht, ist es bisher als wenig umweltgefährdendes Metall für Mensch und Tier in Erscheinung getreten. Zink ist eines der häufigsten essentiellen Spurenelemente in lebenden Organismen und Bestandteil aller Zellen sowie als Cofaktor Bestandteil vieler Enzyme. Der Wirkungsbereich von Zink liegt hauptsächlich im Zellstoffwechsel. So ist Zink zum Beispiel ein wesentlicher Bestandteil des Insulins und am Aufbau verschiedener Enzyme beteiligt (z.B. Carboanhydrase, Alkoholdehydrogenase, Peptidasen) (Forth et al., 1980).

Zinkmangel kann Wachstumsstörungen, Haarausfall, verzögerte Wundheilung und chronische Krankheiten beim Menschen bewirken. Einbrodt et al. (1973) fanden bei einer täglichen Zinkaufnahme von 400 mg Knochenstörungen beim Menschen. Ein erhöhter Zinkgehalt im Trinkwasser gilt als eine der Ursachen für die steigende Zahl von Arteriosklerosefällen beim Menschen (Foerst, 1972).

6.3.3.3. Faktoren, welche die Zinktoxizität bei Fischen beeinflussen

Die Toxizität von Zink gegenüber Fischen kann stark variieren und ist von einer Vielzahl von Faktoren abhängig, wie z.B. Fischgröße, Fischart, pH-Wert des Wassers, Wasserhärte und Alkalinität, Wassertemperatur und Sauerstoffgehalt des Wassers (FAO, 1977). Die Löslichkeit des Zinks und damit auch seine Toxizität nimmt in weichen

Gewässern stark zu. In natürlich harten Gewässern ist Zink als basisches Zinkkarbonat (ZnCO_3) praktisch unlöslich (Förstner und Müller, 1974). Der genaue Einfluß des pH-Wertes auf die Zinktoxizität ist bisher unbekannt. Während Sprague (1964) eine Verminderung der Zinktoxizität bei atlantischen Lachsen (*Salmo salar* L.) bei hohen pH-Werten (pH 7,9-9,3) beobachtet, beschreibt Mount (1966) eine Verringerung der Zinktoxizität bei niedrigen pH-Werten (pH 6,7). Untersuchungen von Bradley und Sprague (1985a) bestätigen, daß Veränderungen des pH-Wertes, der Wasserhärte und der Alkalinität die Toxizität von Zink signifikant verändern können. So steigt die Letalität von gelöstem Zink bei Regenbogenforellen bei Erhöhung des pH-Wertes von 5,5 auf 7,0 um den Faktor 2-5 an. Eine Verminderung der Wasserhärte um den Faktor 10 erhöht die Zinktoxizität bei beiden pH-Werten drastisch. Bradley und Sprague (1985a) führen diesen Effekt nicht auf einen veränderten Chemismus des Zink, sondern auf einen protektiven Effekt von Calcium- und Magnesiumionen im Wasser zurück.

Hudson und Sprague (1975) weisen auf den Einfluß der Wassertemperatur hin, mit dem experimentellen Befund, daß für atlantische Lachse die Zinktoxizität in den Wintermonaten bei geringeren Temperaturen am größten war. Nach Nehring (1974) reagieren junge Bachforellen empfindlicher auf Zink als adulte Tiere. Bei den jungen Tieren war die maximal ertragene Zinkkonzentration in hartem Wasser höher als in weichem Wasser.

Sprague (1964) untersucht die Kombinationswirkung von Kupfer und Zink bei Lachsen und stellt fest, daß bei gleichzeitiger Anwesenheit von Kupfer und Zink die Letalitätszeit halbiert wird und die Toleranz der Fische bei vorgegebener Konzentration stark temperaturabhängig ist. Bradley et al. (1985b) erkannten, daß eine Akklimatization von Regenbogenforellen an subletale Zinkkonzentrationen die Toleranz dieser Tiere gegenüber letalen Zinkkonzentrationen um den Faktor 2,5 erhöht.

6.3.3.4. Zinktoxizität bei Fischen

Als Folge einer subakuten Zinkintoxikation beschreibt Spear (1985) folgende Symptome und Veränderungen bei Fischen: verminderte Enzymfunktionen, Verhaltensveränderungen, Auswirkungen auf das Temperaturempfinden, abnormes Schwimmverhalten, reduzierte Futteraufnahme und vermindertes Wachstum, Störungen der Osmoregulation, der Reproduktion und der Entwicklung. Verhaltensveränderungen, wie zum Beispiel gehetztes Umherschwimmen, Gleichgewichtsstörungen und Schnappatmung beobachtet Lewis (1978) nach Zinkvergiftungen bei jungen *Agozia chrysogaster*. Eisler und Gardner (1973) stellen histologische Veränderungen in den Nieren, den Seitenlinienorganen und der Maulhöhlenschleimhaut bei Zahnkärpfen (*Fundulus heteroclitus*) fest, welche subletalen Zinkkonzentrationen ausgesetzt wurden. Skidmore und Tovey (1972) untersuchten Kiemen von Regenbogenforellen, welche in Wasser mit 40 ppm Zn^{++} gehältert wurden und konnten nach kurzer Zeit typische Symptome einer akuten Entzündung des Kiemengewebes nachweisen. Histologische Untersuchungen zeigten sowohl geschwollene Chloridzellen mit zerstörten Mitochondrien im Zytoplasma als auch ein Anschwellen und Ablösen der Epithelzellen der Sekundärlamellen. Ebenso wurden Hämorrhagien auf der Kiemenoberfläche sowie ein vermehrtes Auftreten von Granulozyten in den vergrößerten Bluträumen beobachtet. Diese Reaktionen sind die Folge eines direkten Kontaktes von Zink mit der Kiemenoberfläche, denn andere Gewebe zeigen keine auffälligen histologischen Veränderungen. Dies bestätigen auch Versuche von Skidmore (1970), der Regenbogenforellen mit toxischen intraarteriellen Zinkinjektionen behandelte und dabei keine Schäden des respiratorischen Gewebes oder andere Krankheitserscheinungen feststellen konnte.

Die Ursache des Todes ist letztendlich eine Insuffizienz des respiratorischen Epithels, die zu einer Asphyxie und schließlich zu einer Hypoxie in allen Geweben führt. Diese Hypothese bestätigen auch Burton et al. (1972), die in Muskel- und Lebergewebe von Regenbogenforellen erhöhte Milchsäurekonzentrationen und erniedrigte Brenztraubensäurekonzentrationen als Folge eines Sauerstoffmangels nach Zinkintoxikation feststellen konnten.

6.3.3.5. Akkumulation von Zink in Fischorganen

Über die Akkumulation von Zink in den verschiedenen Fischorganen gibt es von mehreren Autoren unterschiedliche Ergebnisse. So wird das Zink nach Saltman und Boroughs (1960) nicht aktiv, sondern passiv aufgenommen und meist in der Leber angereichert. Lloyd et al. (1977) unterstützen diese Aussage, denn auch sie fanden höhere Zinkwerte in der Leber gegenüber der Niere und der Muskulatur der Fische.

Müller und Prosi (1978) ermittelten dagegen in der Niere der von ihnen untersuchten Fische den höchsten Anteil des angereicherten Zinks. Dabei fanden sie einen durchschnittlichen Zinkgehalt von 3,3 ppm in der Muskulatur, 25-50 ppm in der Leber und zwischen 120-200 ppm in der Niere. Auch Wachs (1982) beschreibt bei Schwermetallmessungen von Fischen aus der Donau die höchsten Zinkwerte in der Niere, gefolgt von der Leber und der Muskulatur. Bradley et al. (1985b) stellen in Laborversuchen mit Regenbogenforellen bei allen Versuchsgruppen immer eine höhere Konzentration in den Kiemen gegenüber der Leber fest.

6.3.4. Kupfer

6.3.4.1. Allgemeines über das Element Kupfer

Kupfer kommt in der Erdkruste als Kupfersulfat (Cu_2SO_4), Kupfereisensulfid (CuFeS_2), Kupferoxid (CuO) und Kupfercarbonat ($\text{Cu}_2\text{CO}_3(\text{OH})_2$) vor. Es ist vor allem in Graniten, Basalten und Sandsteinen angereichert (Bowen, 1979). In die Umwelt gelangt es hauptsächlich bei der Papierherstellung, über Erdöltraffinerien, Stahlwerke, Kraftfahrzeuge sowie die Elektroindustrie (Förstner und Wittmann, 1979).

6.3.4.2. Bedeutung von Kupfer in biologischen Systemen

Kupfer ist neben Zink eines der wichtigsten Spurenelemente für den Säugetierorganismus und Bestandteil einer Reihe von Enzymen, besonders von Oxidasen (z.B. Cytochromoxidase, Uricase, Superoxid-Dismutase). Im Plasma von Säugetieren wird Kupfer in einem speziellen Protein, dem Coeruloplasmin, gespeichert und transportiert. Eine Störung der Synthese von Coeruloplasmin kann zu einer Kupferintoxikation führen, welche als "Wilsonsche Erkrankung" bekannt ist. Dabei wird Kupfer in den Hepatozyten angereichert und führt zu einer Zerstörung der Leberzellen (Forth et al., 1980). Kupfermangelerscheinungen zeigen sich oft in Form einer mikrozytären Anämie und in Wachstumsstörungen beim Menschen.

Kupferverbindungen wirken gegenüber Algen und Pilzen stark toxisch und finden häufig bei der Schädlingsbekämpfung in Form des komplexen Kupfersulfates Anwendung (Haberer und Normann, 1971).

6.3.4.3. Chemie des Kupfers

Bei pH-Werten zwischen 5-6 liegt Kupfer hauptsächlich in ionischer Form im Wasser vor, während es bei pH-Wer-

ten zwischen 8-9 nicht mehr in ionischer Form angetroffen wird. Kupferhydroxide (CuOH^+ , $\text{Cu}(\text{OH})_2$, $\text{Cu}(\text{OH})_2^+$) sowie Kupfercarbonate (CuCO_3) sind die vorherrschenden Formen bei neutralen pH-Werten des Wassers. Kupfer übt in seiner anorganischen ionalen Form die größte Toxizität auf Fische aus (Howarth und Sprague, 1978).

6.3.4.4. Kupfertoxizität bei Fischen

Die Letalität von Kupfer variiert sehr stark mit dem pH-Wert und der Härte des Wassers. So zeigen Versuche von Howarth und Sprague (1978) die höchsten Letalitätswerte bei Regenbogenforellen in Wasser mit pH 5,0 und geringer Wasserhärte.

Verminderte Wachstumsraten als Folge einer subletalen Kupferexposition stellen Waiwood und Beamish (1978) bei Regenbogenforellen fest. Die gleichen Beobachtungen machen McKim und Benoit (1971) bei Bachsaiblingen und Lett et al. (1976) bei Regenbogenforellen. Heath (1984) führt die Wachstumsreduktion auf einen starken Eingriff von Kupfer auf den Energiestoffwechsel bei Fischen zurück. Er stellt fest, daß Sonnenfische (*Lepomis macrochirus*), welche 2 mg Cu/l exponiert wurden, einen starken Abfall in Muskel- und Leber-Adenosintriphosphatgehalt (ATP) aufweisen. Gleichzeitig steigt der Wassergehalt bei diesen Tieren in Leber- und Muskelgewebe um mehr als 5 % an. Benoit (1975) beobachtet bei Sonnenfischen (*Lepomis macrochirus*), die subletalen Kupferkonzentrationen (162 µg/l) ausgesetzt wurden, eine Verkürzung der Lebenszeit, verzögertes Wachstum und ein fehlendes Abbläuen der weiblichen Tiere.

Wie auch bei anderen Schwermetallvergiftungen beschreiben Eisler und Gardner (1973) bei Zahnkärpflingen (*Fundulus heteroclitus*) nach einer akuten Kupfervergiftung histologische Veränderungen der Niere, der Seitenlinienorgane und der Kiemen.

Leberschäden in Form einer fettigen Degeneration der Leberzellen, Nekrosen in der Niere mit Zerstörung des hämatopoetischen Gewebes sowie starke Kiemenschäden (Zerstörung von Epithel- und Chloridzellen) beobachtet Baker (1969) in der Winterflunder (*Pseudopleuronectes americanus*) bei niedrigen Kupferkonzentrationen (180 µg Cu/l). Untersuchungen anderer Organe ergeben dabei keine kupferbedingten Veränderungen.

6.3.4.5. Akkumulation von Kupfer in Fischorganen

Die Leber, die Niere und die Kiemen sind die Hauptakkumulationsorgane für Kupfer. So zeigen Akkumulationsversuche von Benoit (1975) eine hohe Kupferanreicherung in der Leber (480 ppm Cu), gefolgt von der Niere (44 ppm Cu) und den Kiemen (13 ppm Cu). Die Milz, die Gonaden und das Muskelgewebe weisen keine erhöhten Werte im Vergleich zu Kontrollfischen auf.

Auch Brungs et al. (1973) stellen eine signifikante Akkumulation von Kupfer in der Leber und den Kiemen beim kleinen Katzenwels (*Ictalurus nebulosus*) nach subletalen Kupferexpositionen fest. Felts und Heath (1984) weisen hohe Kupferwerte in Leber und Kiemen von Sonnenfischen (*Lepomis macrochirus*) bei verschiedenen Wassertemperaturen nach, wobei Maximalwerte von 1200 ppm Cu/g (Lebertrockenmasse) erreicht werden, ohne daß pathologische Veränderungen dabei auftreten. Untersuchungen der Metallgehalte von Donaufischen (Aitel, Brachsen, Zährte) von Wachs (1982) unterstreichen diese Ergebnisse. Wachs (1982) ermittelt durchschnittliche Werte von 4,0 ppm in der Leber, 1,8 ppm in der Niere und 0,56 ppm in der Muskulatur, bezogen auf das Frischgewicht. Wiener und Giesy (1978) machten Metallanalysen mit verschiedenen Fischarten aus einem sauren, weichen Gewässer und ermittelten dabei die höchsten Kupferwerte immer in der Leber (bis zu 548 ppm/g Lebertrockenmasse).

7. Bedeutung der Metallothioneine

7.1. Biochemie der Metallothioneine

In Anwesenheit von Cadmium und anderen Schwermetallen in Geweben (Leber, Niere, Kiemen) kommt es zur Synthese von Metallothionein durch Induktion eines Apoproteins, des Thioneins.

Metallothioneine sind zytoplasmatische Proteine mit einem geringen Molekulargewicht (6000-10000 Dalton), einem hohen Cysteingehalt und einem hohen Gehalt an Zink, Kupfer, Cadmium und Quecksilber (bis zu 10 %). Diese Proteine werden in Organen unbelasteter Tiere in geringen Konzentrationen gefunden. Bei Tieren, welche hohen Schwermetallkonzentrationen ausgesetzt werden, steigt der Gehalt an Metallothionein in den entsprechenden Organen stark an (Chen et al., 1975).

Metallothioneine besitzen keine Disulfidbrücken und aromatische Aminosäuren, sind hitzestabil und werden immer im intrazellulären Raum angetroffen. Die Synthese findet hauptsächlich in der Leber, der Niere und der Milz von Tieren statt, welche mit subletalen Dosen von Schwermetallen in Kontakt kommen (Cherian und Goyer, 1978).

7.2. Biologische Funktion der Metallothioneine

Metallothioneine werden sowohl bei Homoiothermen (Säugetiere und Vögel) als auch in Poikilothermen (Fische und Invertebraten) gefunden, die erhöhten Schwermetallkonzentrationen in der Umwelt ausgesetzt sind (Olafson et al., 1974; Bremner et al., 1975; Marafante, 1976).

Zu den wichtigsten biologischen Funktionen der Metallothioneine gehören nach Cherian und Goyer (1978) die

Speicherung von Metallen, der Transport und der Metabolismus von Spurenelementen und der Schutz der Zellen vor Vergiftungen. Der protektive Effekt der Metallothioneine gegenüber Schwermetallen ist die Folge einer starken Bindung der Metalle an diese Proteine, so daß toxische Metalle ihre Löslichkeit und Aktivität in Körperflüssigkeiten verlieren und nicht weiter mit Stoffwechselenzymen und anderen Proteinen reagieren können.

Metallothioneine können sowohl essentielle als auch nichtessentielle Spurenelemente binden, so daß ihnen eine wichtige Funktion in der Regulation des Metabolismus und der Toxizität dieser Metalle zukommt.

Metallothioneine spielen eine wichtige Rolle bei der Aufnahme und Homöostase der Spurenelemente Zink und Kupfer im Organismus (Cherian und Goyer, 1978). Noel-Lambot et al. (1978) weisen bei Aalen nach, daß der Metallothioneingehalt in der Leber und in den Kiemen proportional mit dem Cadmium-, Zink- und Kupfergehalt in diesen Organen ansteigt.

Die Transformation einer Metallform in eine andere verändert im allgemeinen die Toxizität eines Metalles. Das Ergebnis dieses Prozesses, vorausgesetzt, die Toxizität wird reduziert, wird Detoxifikation genannt. Rugstad und Norseth (1975) machen das Vorhandensein von Metallothioneinen in verschiedenen Organen für Detoxifikationsprozesse bei Schwermetallvergiftungen verantwortlich.

III. MATERIAL UND METHODEN

1. Auswahl der Gewässer

In Bayern sind besonders die ostbayerischen Mittelgebirgslandschaften aufgrund der geogenen Verhältnisse, der landwirtschaftlichen Nutzung und der Besiedelung hinsichtlich einer Versauerung der Grund- und Oberflächengewässer gefährdet. Aus diesem Grund wurden Fische von Bächen aus den vier Grundgebirgsregionen Bayerischer Wald, Fichtelgebirge, Oberpfälzer Wald und Frankenwald untersucht. Die Untersuchungsgewässer zeichnen sich nach den vorliegenden Daten durch weitgehend elektrolyt- und nährstoffarmes Wasser aus. Eine anthropogen bedingte Verschmutzung, z.B. durch Abwässer oder Dünger, konnte im Untersuchungszeitraum ausgeschlossen werden.

- a.) Untersuchungsgewässer im Bayerischen Wald:
 - Kleine Deffernik (bei der Ortschaft Regenhütte)
 - Kleiner Höllbach (bei Lindbergmühle)
 - Kolbersbach (Zufluß zur Fischzucht Lindbergmühle)
 - Fischzucht Lindbergmühle (Wasserversorgungskanäle)
 - Fischzucht Lindbergmühle (Fischzuchtteich)
 - Reschwasser (oberhalb der Ortschaft Mauth)
- b.) Untersuchungsgewässer im Oberpfälzer Wald:
 - Obere Waldnaab (bei der Ortschaft Naab und im Quellgebiet)
- c.) Untersuchungsgewässer im Fichtelgebirge:
 - Weißer Main (oberhalb der Ortschaft Bischofsgrün)
 - Eger (im Quellgebiet, im Wiesengrund)
 - Förmitz (im Bereich Lohmühle)

- d.) Untersuchungsgewässer im Frankenwald:
Rosenbaumbach (an der Grenze zur DDR)
Nordhalbener Ködel (an der Grenze zur DDR)
Grundbach (an der Grenze zur DDR)
Obere Ölschnitz (oberhalb Windheim)

Daneben wurden noch Kontrollfische aus nicht versauerungsgefährdeten Gewässern untersucht. Dabei handelt es sich einmal um Fische aus einer Fischzucht bei Memmingen (Allgäu) sowie um Fische aus dem Quellbereich der Schutter (bei Wellheim), einem Bach in der Fränkischen Alb.

1.1. Beschreibung der Untersuchungsgebiete

Die vier Grundgebirgsregionen stellen Mittelgebirgslandschaften dar, die sich durch eine starke Bewaldung auszeichnen. Infolge der Höhenlage, der hohen Niederschläge (bis 1400 mm), des rauen Klimas (Jahresmittel 3-7°C) sind sie nur gering besiedelt und werden landwirtschaftlich überwiegend als Grünland genutzt (Fischer-Scherl et al, 1986).

Geologie:

Das Grundgebirge in Nordostbayern, auch "Altes Gebirge" genannt, gehört zur Böhmisches Masse, und zwar mit seinem Nordteil zur Saxothuringischen Zone und mit seinem Südteil zur Moldanubischen Region.

Die vier Mittelgebirgslandschaften stellen unterschiedliche geologisch-retrotektonisch definierbare Grundeinheiten dar, d.h. die morphologisch naturräumliche Gliederung wird im wesentlichen durch die geologischen Verhältnisse bestimmt.

Das Grundgebirge wird weitgehend von Gesteinen aufgebaut, die karbonatfrei sind, und damit auch die Ursache

für die geringe Pufferkapazität und Versauerungsneigung der Oberflächengewässer darstellen. In erster Linie sind es Granite, Gneise, Schiefer, Quarzite, Grauwacken und Diabase. Kalksilikate und Marmore kommen in der Gesteinsserie der "Bunten Gruppe" vor und hier hauptsächlich im Südosten des Bayerischen Waldes und im Innern des Fichtelgebirges (Bayerisches Geologisches Landesamt, 1981).

Der Bayerische Wald und der Oberpfälzer Wald sind einheitlich aufgebaut. Metamorphe Gesteine, vor allem Gneise der monotonen Gesteinsgruppe dominieren in diesem Gebiet. Helle, kieselsäurereiche Granite treten vor allem im Resch- und Dreisesselgebiet und im Norden des Oberpfälzer Waldes in größerer Verbreitung auf.

Die altpaläologischen metamorphen Sedimentserien des Fichtelgebirges bestehen aus einer klastisch betonten Folge von Quarziten, Glimmerschiefer, Phyllite, Grauwacken und basischen Tuffen. Etwa die Hälfte des Fichtelgebirges wird von Granitstöcken eingenommen, die heute die höchsten Erhebungen des Fichtelgebirges darstellen.

Im Frankenwald überwiegen die Schiefergesteine. Von Bedeutung sind die bituminösen, schwefelkiesreichen Alaunschiefer, da bei der Verwitterung aus dem Schwefelkies Sulfat entsteht. Daneben treten Quarzite, Sandsteine, Grauwacken, Konglomerate und Kalksteine auf. Insgesamt sind die Gesteine des Frankenwaldes, insbesondere durch die Kalksteine, leicht wasserlöslich und von höherer Pufferungsfähigkeit (Bayerisches Geologisches Landesamt, 1981; Hamm et al., 1984).

2. Material

Es wurden 29 Bachsaiblinge (*Salvelinus fontinalis*), 51 Bachforellen (*Salmo trutta*) und 8 Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri* Rich.) aus den angeführten Gewässern untersucht. Diese drei Fischarten waren die einzigen Spezies, die in den Oberläufen der untersuchten Gewässer noch in entsprechender Größe und Anzahl vorhanden waren. Als Kontrolle dienten 11 Bachforellen und 5 Bachsaibling aus nicht versauerungsgefährdeten harten Gewässern.

3. Fangmethode und Hälterung

Soweit aufgrund der Geländestruktur möglich, wurden die Bäche, quellnah beginnend, bis zu ersten diffusen Einleitungen abgefischt. Der streckenweise nur noch sehr geringe Fischbesatz der verschiedenen Bäche ließ nur elektrisches Abfischen in Frage kommen.

Es wurde sowohl ein Gleichstromgerät (Typ.bez.: ELT 61) als auch ein Impulsgerät (Typ.bez.: IG 80) zum Abfischen verwendet. Aufgrund der geringen Mineralisation der Gewässer erwies sich das Gleichstromgerät als das Effektivere.

Die gefangenen Fische wurden, nachdem sie gekennzeichnet wurden, in Fischcontainer verbracht und entweder an Ort und Stelle aufgearbeitet oder in Ausnahmefällen im Institut für Zoologie und Hydrobiologie seziiert.

4. Gewinnung der Organproben

Die Fische wurden mit MS 222[®] betäubt oder direkt durch Kopfschlag getötet. Anschließend wurde die Länge und das Gewicht der Tiere festgehalten. Das Geschlecht wurde entweder unmittelbar bei der Sektion bestimmt oder bei der histologischen Untersuchung ermittelt. Die Organproben aus Leber, Niere, Kiemen und Muskulatur wurden mit einem Edelstahlmesser entnommen und nach der Entnahme sofort in PVC-Beutel bei -20°C tiefgefroren und in der Gefriertruhe bis zur Analyse aufbewahrt.

Die Muskelproben wurden kaudal der Rückenflosse entnommen und die Gräten, wenn vorhanden, sofort entfernt. Die Kiemenlamellen wurden vor dem Aufschluß von den knorpeligen Kiemenbögen getrennt.

5. Aufschluß der Organproben

Für den Aufschluß von organischem Material zur Spurenelementanalyse wurde die Naßveraschung in gasdichten Edelstahlbomben (Druckaufschlußbehälter System Berghoff DAB II) mit Tefloneinsatz unter hohem Druck und hoher Temperatur im Trockenschrank angewendet. Zwischen 0,5 - 1,0 g der aufgetauten Organprobe wurde jeweils auf einer Analysenwaage mit einer Genauigkeit von 10^{-2} g in einen Teflonbecher eingewogen und nach Zugabe von 3 ml 65 %iger Salpetersäure Suprapur in die gasdichte Edelstahlbombe eingebracht. Die Probe wurde mindestens 2 Stunden lang bei einer Temperatur von 140°C im Trockenschrank aufgeschlossen. Die aufgeschlossene, wässrige Probe wurde dann mit Aqua tridest. auf 20 ml verdünnt und bis zur Messung in gereinigten Polyäthylenflaschen aufbewahrt.

6. Spurenelementbestimmung

Zur qualitativen und quantitativen Bestimmung der verschiedenen Spurenelemente stand ein ICP-AES-Gerät (Modell 965 Jarell-ASH) zur Verfügung. Mit der ICP-AES-Methode können nach Optimierung und Eichung des Gerätes in kurzer Zeit 20 Elemente und mehr simultan gemessen werden.

Die Atom-Emissions-Spektralphotometrie (AES) mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP) ist ein Meßverfahren mit einer nahezu ebenso hohen Nachweisempfindlichkeit wie die Atomabsorptions-Spektralphotometrie (AAS).

6.1. Wirkungsweise des ICP-AES-Gerätes

Die wässrige Analysenprobe wird durch ein pneumatisches Zerstäubersystem in ein Aerosol umgewandelt. Das Aerosol wird anschließend in ein Argonplasma gesprüht, das ein Hochfrequenz-Generator induktiv erzeugt. Die hohe Temperatur von ca. 10.000°K bewirkt Atomisierung und Ionisierung der Inhaltsstoffe sowie die Anregung der Atome und Ionen. Die dadurch entstandene Lichtquelle wird durch einen Fokussierspiegel und Spalt auf einem festmontierten Gitter abgebildet. Dieses optische Element bestimmt mit seinem Auflösungsvermögen in Verbindung mit der Brennweite des Spektrometers wesentlich, in welchem Maße das Instrument benachbarte Linien (= verschiedene Elemente) auftrennen und bestimmen kann. Ein Rechensystem wandelt die Meßsignale nach vorangegangener Eichung in Konzentrationen um (Hoffmann, 1980).

Vereinzelte Proben wurden mit der AAS-Technik nachgemessen, ergaben aber keine Abweichungen der Ergebnisse, die mit dem ICP-AES-Gerät ermittelt wurden.

6.2. Nachweisgrenzen bei der ICP-AES-Analysenmethode

Die Nachweisgrenze bei der Schwermetallanalytik wird allgemein definiert als diejenige kleinste Konzentration in $\mu\text{g/l}$, beziehungsweise Menge in $\mu\text{g/g}$ an dem jeweiligen Element, die noch mit 95 % Wahrscheinlichkeit nachgewiesen werden kann (Wachs, 1977).

Bei der ICP-AES-Analysenmethode werden für folgende Elemente folgende untere Nachweisgrenzen angegeben (in $\text{mg/l} = \text{ppm}$ (pars per million)).

Ag	0,005	Al	0,05
B	0,01	Pb	0,05
Ba	0,005	Be	0,005
Cd	0,005	Mg	0,01
Cu	0,01	K	10
Ca	0,01	Mo	0,01
Co	0,01	Sn	0,1
Ni	0,01	V	0,01
Mn	0,005	Zn	0,01
Na	0,02	Phos	0,1
Fe	0,01		

IV. ERGEBNISSE

1. Beschreibung der untersuchten Fischgewässer

Die wichtigsten Wasserparameter der untersuchten Fischgewässer sowie deren Metallgehalte (Al, Cd, Cu, Zn) werden in Tabelle 1 und 2 dargestellt. Die Wasserproben wurden diskontinuierlich von Herbst 1983 - Herbst 1986 genommen. Die Wasseranalysenwerte wurden freundlicherweise von der Landesanstalt für Wasserforschung, Wielenbach, zur Verfügung gestellt.

Die untersuchten Fischgewässer zeichnen sich im allgemeinen durch sehr geringe Calciumwerte (Mittelwerte: 2,28 - 7,6 mg Ca/l) und noch geringere Magnesiumwerte (0,52 - 2,1 mg Mg/l) aus. Aufgrund der daraus zu ermittelnden Gesamthärte des Wassers (= Summe der gelösten Erdalkalitionen) kann man diese Gewässer als "weiche Gewässer" bezeichnen.

Die elektrische Leitfähigkeit (= Maß für die Summe aller gelösten anorganischen Stoffe) beträgt bei den untersuchten Gewässern meistens unter 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ und ist damit charakteristisch für Weichwässer. Die geringe Pufferkapazität dieser Gewässer (Mittelwert: 2,75 - 8,8 mg HCO_3/l), aber auch der Gesteine (Gneise, Granite) und Böden, zeigt sich auch darin, daß bei Starkregenereignissen und bei der Schneeschmelze der pH-Wert kurzzeitig bis um 2 pH-Einheiten abfallen kann, was dann zu sogenannten "pH-Schocks" führen kann. Kritisch niedrige pH-Werte ($\text{pH} < 5,0$) werden deshalb besonders während der Schneeschmelze im Frühjahr und bei Regenereignissen gemessen.

Die geringen Nitratgehalte (Mittelwert: 9 mg NO_3/l) weisen diese Gewässer, die meistens in Waldgebieten entspringen, als noch weitgehend durch landwirtschaftliche und häusliche Abwässer unbeeinflußt aus.

Tabelle 1: Wasseranalysenwerte der untersuchten Fischgewässer im ostbayerischen und nordostbayerischen Grundgebirge (Minimum-, Maximum-, Mittelwert)

(Anzahl)		Ca mg/l	Mg mg/l	HCO ₃ mg/l	NO ₃ mg/l Nitrat	LF µS/cm bei 20°C	pH-Werte
Bayerischer Wald	Kl. Deffernik Regenhütte (9)	1,7-3,7 2,6	0,5-1,02 0,8	1,9-7,0 4,6	3,5-7,15 5,8	34-46 39	4,70-6,60 5,89
	Kl. Deffernik 900m ü.NN mit Schachtenbach (3)	2,0-3,1 2,5	0,7-1,2 0,9	4,1-8,0 6,4	3,6-6,3 4,83	27-38 35	4,98-6,50 5,74
	Lindbergmühle-Zulauf (3) Kolbersbach mit Möllbach	2,2-4,7 3,22	0,8-1,1 0,96	2,0-5,5 3,5	3,3-4,6 4,0	31-44 38	5,07-6,67 5,86
	Reschwasser Mauth (5)	1,1-3,6 2,28	0,28-0,8 0,52	3,0-8,2 4,6	3,9-6,8 4,7	28-32 30	4,60-6,28 5,52
Oberpfälzer W.	Obere Waldnaab Quellregion (17)	1,5-7,8 3,2	1,2-1,5 1,4	7,4-9,9 8,8	3,6-6,9 4,56	32-46 38	5,30-6,88 6,01
	Obere Waldnaab unterhalb "Naab" (9)	3,8-8,6 5,9	1,4-2,5 2,0	4,6-143 37,5	2,8-17,2 8,7	74-112 91	4,43-6,72 6,02
Fichtelgebirge	Weißer Main (5) oberhalb Bischofsgrün	2,5-8,11 4,9	0,4-1,8 1,0	0,6-4,7 2,75	5,1-24,5 8,86	43-132 82	4,21-6,34 5,38
	Eger (3)	5,6-9,5 7,6	0,5-3,5 1,9	3,6-6,7 5,7	3,6-20,2 8,5	73-98 80	4,88-6,44 6,09
	Förmitz (2) Bereich Lohmühle	4,2-4,8 4,5	1,6-2,6 2,1	4,3-7,7 6,0	6,3-8,7 7,5	74-140 107	5,12-6,65 6,06
Frankenwald	Rosenbaumbach (3)	7,7-12,0 9,3	2,4-3,7 3,0	7,3-14,0 10,5	3,4-13,1 8,5	111-135 121	6,50-7,18 6,85
	Grundbach (4)	7,5-9,3 8,3	2,4-3,4 2,9	2,0-15,2 6,3	3,2-9,8 6,8	101-118 109	4,71-5,16 4,93
	Nordhalbener Ködel (4)	7,2-11,0 8,7	2,4-3,8 3,0	2,4-7,3 4,6	3,3-19,7 11,1	103-142 120	4,93-6,58 5,72
	Obere Ölschnitz (2) oberhalb Windheim	7,3-7,4 7,34	3,5-3,59 3,54	-	10,1	136	4,42-5,13 4,78
Jura	Schutter bei Wellheim (4)	57,7-64,9 60,0	16,9-21,1 19,8	5,6-6,0 5,8	18,0-20,5 18,8	631-645 636	7,08-7,36 7,22
Allgäu	Fischzucht bei Memmingen (1)	112,2	43,8	390	15	>500	7,26

Tabelle 2: Metallgehalte der untersuchten Fischgewässer im ostbayerischen und nordostbayerischen Grundgebirge (Minimum-, Maximum-, Mittelwert)

		Al (µg/l)	Cu (µg/l)	Zn (µg/l)	Cd (µg/l)
Bayerischer Wald	Kl. Deffernik Regenhütte (17)	48-834 363	0,16-3,70 1,32	4-18 8,8	0,05-0,27 0,14
	Kl. Deffernik 900m ü.NN mit Schachtenbach (5)	130-820 417	0,20-1,05 0,62	4-33 15,7	0,10-0,32 0,20
	Lindbergmühle-Zulauf (3) Kollersbach mit Höllbach	54-600 378	0,27-1,10 0,62	8-34 19,3	0,11-0,26 0,16
	Reschwasser Mauth (9)	190-724 336	0,16-3,10 1,31	5-31 18,0	0,10-0,30 0,22
Oberpfälzer Wald	Obere Waldnaab Quellregion (17)	29-733 174	0,20-5,40 1,58	8-160 32,6	0,05-0,47 0,17
	Obere Waldnaab Waldrand (16)	174-1440 533	0,30-8,1 1,91	8-97 29,0	0,26-0,74 0,39
	Obere Waldnaab unterhalb "Naab" (9)	260-960 537	0,40-4,50 2,0	14-64 32,7	0,15-0,63 0,35
Fichtelgebirge	Weißer Main (5) oberhalb Bischofsgrün	50-982 343	0,40-2,60 1,46	9-24 16,5	0,28-0,49 0,35
	Eger bei Voitsumra (1)	192	1,2	13,0	0,05
	Förmitz (1)	239	4,1	86,0	0,05
Frankenwald	Rosenbaumbach (2)	87-110 99	3,7-4,0 3,9	23-36 24,5	0,11-0,21 0,16
	Grundbach (2)	874	2,2-4,3 3,3	39-47 43	0,23-0,45 0,34
	Nordhalbener Ködel (2)	620- 651	1,2- 10	33 -	0,18 -
	Obere Ölschnitz (1)	73 1640	2,3 1,3	5 48	0,00 0,31
Jura	Schutter bei Wellheim (4)	61-200 148	0,6-1,0 0,8	8-24 15,0	0,05 0,05

Die untersuchten Kontrollgewässer (Schutter; Fischzucht bei Memmingen) weisen dagegen hohe Calcium- und Magnesiumwerte auf und sind auch durch eine hohe Leitfähigkeit ($>500 \mu\text{S/l}$) gekennzeichnet. Die höheren Nitratwerte ($15 - 20 \text{ mg NO}_3/\text{l}$) lassen auf eine leichte diffuse Beeinflussung (Düngung, Abwässer) dieser Gewässer schließen. Ansonsten stellen die Kontrollgewässer typische harte Gewässer dar mit einer ausreichenden Pufferkapazität gegenüber sauren Depositionen.

2. Metallgehalte der untersuchten Fischorgane

Insgesamt wurden 416 Organproben von 104 Fischen untersucht. Dabei liegen die Metalle Aluminium, Cadmium, Kupfer und Zink in allen untersuchten Fischorganen mit Ausnahme der Muskulatur immer über der Nachweisgrenze und konnten mit ausreichender Genauigkeit bestimmt werden. Andere Metalle, wie Nickel, Blei, Chrom, Cobalt und Zinn liegen in allen Organen unter der Nachweisgrenze.

Die Ergebnisse der Metallgehalte in Fischen werden im folgenden für die einzelnen Gewässer getrennt besprochen. Die Tabellen 3 - 19 geben jeweils die Mittelwerte der nachgewiesenen Metalle der untersuchten Organe an. Die Werte der einzelnen untersuchten Fische finden sich im Anhang. Sämtliche gemessenen Werte werden in ppm (= mg/kg), bezogen auf das Frischgewicht, angegeben.

Tabelle 3:

Kleine Deffernik (oberhalb der Ortschaft Regenhütte)

Fangdatum: 23.9.1985

4 Bachsaiblinge, 7 Bachforellen (100-280 g)

Geschlecht: 6 ♂♂, 5 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	7,97	1,19	1,06	26,14
Leber	25,74	2,2	64,45	33
Niere	25,94	4,94	2	27,45
Muskulatur	1,25	n.n.	0,72	7,05

Metallgehalt der Fischorgane:

Aluminium ist sowohl bei Bachsaiblingen als auch bei Bachforellen am höchsten in der Leber und in der Niere mit 25 ppm angereichert. Die Kiemen enthalten noch durchschnittlich 7,97 ppm Aluminium. Geringe Konzentrationen mit 1,25 ppm werden in der Muskulatur ermittelt.

Hohe Konzentrationen von Cadmium (4,94ppm) werden in der Niere gemessen. Die Leber enthält im Mittel 2,2 ppm Cadmium, die Kiemen erreichen noch Werte von 1,19 ppm Cadmium. In der Muskulatur ist Cadmium nicht mehr meßbar.

Kupfer zeigt mit 64,45 ppm eine starke Anreicherung in der Leber. In den übrigen Organen befinden sich die Kupferwerte unter 2 ppm.

Das Element Zink ist in der Leber (33 ppm), in der Niere (27,45 ppm) und in den Kiemen (26,14 ppm) gleichmäßig verteilt. Die Muskulatur ist mit durchschnittlich 7,05 ppm nur gering mit Zink angereichert.

Tabelle 4:

Kleine Deffernik (Regenhütte, oberhalb des Wehrs)

Fangdatum: 26.11.1985

4 Bachsaiblinge (110-165 g)

Geschlecht: 3 ♂♂, 1 ♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	6	0,925	0,5	15,65
Leber	77,5	3,17	28	30
Niere	14,95	9,85	1,48	29
Muskulatur	0,825	n.n.	0,35	8,7

Metallgehalt der Fischorgane:

Bei Aluminium werden im Vergleich zu den anderen Organen die höchsten Werte in der Leber (77,5 ppm) gemessen, die Niere enthält 14,95 ppm und die Kiemen noch 6 ppm Aluminium. In der Muskulatur können noch geringe Werte von 0,825 ppm nachgewiesen werden.

Eine starke Anreicherung von Cadmium (9,85 ppm) wurde in der Niere ermittelt. Auch die Cadmiumkonzentration in der Leber erreicht mit 3,17 ppm noch sehr hohe Werte. Die Kiemen enthalten durchschnittlich 0,925 ppm Cadmium und in der Muskulatur kann kein Cadmium nachgewiesen werden.

Das Element Kupfer findet sich mit 28 ppm am höchsten in der Leber akkumuliert. Die übrigen untersuchten Organe weisen geringe Kupferkonzentrationen (bis 1,5 ppm) auf.

In der Leber und in der Niere werden mittlere Zinkkonzentrationen von 30 ppm gemessen. In den Kiemen erreicht Zink noch Konzentrationen von 15,65 ppm. Die geringsten Werte mit 8,7 ppm werden in der Muskulatur ermittelt.

Tabelle 5:

Kleine Deffernik (oberhalb der Ortschaft Regenhütte)

Fangdatum: 26.6.1986

6 Bachsaiblinge (100-170 g)

Geschlecht: 3 ♂♂, 3 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	8,37	1,38	0,95	19
Leber	73,45	5,01	53,68	40,5
Niere	22,57	12,28	2,53	27,2
Muskulatur	0,85	n.n.	0,65	5,9

Metallgehalt der Fischorgane:

Untersucht wurden Organe von 6 Bachsaiblingen. Die Leber weist mit 73,45 ppm den höchsten Aluminiumgehalt auf. Am zweithöchsten ist die Aluminiumakkumulation in der Niere mit 22,57 ppm. In den Kiemen sind noch 8,37 ppm meßbar, in der Muskulatur ist Aluminium entweder nicht nachweisbar oder liegt im Mittel unter 1 ppm.

Sehr hohe Cadmiumwerte werden mit 12,28 ppm in der Niere ermittelt. Die Leber folgt an zweiter Stelle mit 5,01ppm Cadmium, in den Kiemen werden noch Werte von 1,38 ppm ermittelt. Die Muskulatur enthält keine meßbaren Cadmiumkonzentrationen.

Kupfer akkumuliert mit 53,68 ppm sehr stark in der Leber. Die anderen Organe zeigen keine signifikanten Kupferakkumulationen.

Die höchsten Zinkwerte werden in der Leber mit 40,5 ppm gemessen. In der Niere werden 27,2 ppm ermittelt, in den Kiemen noch 19 ppm im Durchschnitt. Die Muskulatur ist mit 5,9 ppm belastet.

Tabelle 6:

Lindbergmühle (Fischzucht-Einlauf)

Fangdatum: 24.9.1985

4 Bachforellen (Wildfische) (210-320 g)

Geschlecht: 2 ♂♂, 2 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	2,2	0,425	1,3	89,7
Leber	0,6	0,25	160	21,7
Niere	1,63	1,45	1,78	27
Muskulatur	0,68	n.n.	1,08	8,67

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Bachforellen (es handelt sich um Wildfische aus den Zulaufkanälen) weisen in ihren Organen geringere Aluminiumwerte auf, als die Fische aus dem Kolbersbach. In den Kiemen werden die höchsten Werte mit durchschnittlich 2,2 ppm gemessen, gefolgt von der Niere mit 1,63 ppm. Leber und Muskulatur enthalten geringe Werte von 0,6 ppm Aluminium.

Die Cadmiumkonzentrationen sind in der Niere am höchsten mit 1,45 ppm. Die Kiemen enthalten 0,425 ppm und die Leber noch 0,25 ppm Cadmium. In der Muskulatur liegt Cadmium bei allen Fischen unter der Nachweisgrenze.

Die Leber weist mit 160 ppm die höchsten Kupferwerte auf. Die übrigen untersuchten Organe zeigen keine erhöhte Kupferakkumulation (unter 2 ppm).

Zink ist mit 89,7 ppm sehr stark in den Kiemen angereichert. In der Niere (27 ppm) und in der Leber (21,7 ppm) finden sich mittlere Zinkkonzentrationen. In der Muskulatur werden noch 8,67 ppm Zink gemessen.

Tabelle 7:

Lindbergmühle (Fischzucht, Teich)

Fangdatum: 29.4.1986

5 Regenbogenforellen (150-240 g)

Geschlecht: 2 ♂♂, 3 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	48,36	0,84	1,04	40,88
Leber	1,57	0,16	94,66	25,94
Niere	9,48	0,5	1,94	22,24
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,58	6,1

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Fische wurden nach einem Starkregenereignis mit starkem pH-Abfall (pH 4,8) unmittelbar vor dem Verenden gefangen und untersucht. Dabei finden sich in den Kiemen die höchsten Aluminiumwerte mit durchschnittlich 48,36 ppm, in der Niere werden 9,48 ppm und in der Leber noch 1,57 ppm gemessen. In der Muskulatur ist kein Aluminium nachweisbar.

Auch die Cadmiumwerte liegen mit 0,8 ppm am höchsten in den Kiemen vor, die Niere folgt an zweiter Stelle mit 0,5 ppm und in der Leber können noch 0,16 ppm nachgewiesen werden. In der Muskulatur finden sich keine meßbaren Cadmiumwerte.

Das Element Kupfer akkumuliert mit 94,66 ppm sehr stark in der Leber. Kiemen, Niere und Muskulatur weisen geringe Kupfergehalte (bis 2 ppm) auf.

Das Element Zink wird mit seinem höchsten Wert (40,88ppm) in den Kiemen ermittelt. Leber (25,94 ppm) und Niere (22,24 ppm) zeigen mittlere Zinkkonzentrationen. Die Muskulatur (6,1 ppm) weist den geringsten Zinkgehalt auf.

Tabelle 8:

Kolbersbach (Fangort oberhalb Fischzucht Lindbergmühle)

Fangdatum: 28.11.1985

7 Bachforellen, 1 Bachsaibling (105-280 g)

Geschlecht: 5 ♂♂, 3 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	3,12	0,9	0,98	35,65
Leber	20,93	1,78	75,55	39,58
Niere	11,1	2,76	1,6	28,34
Muskulatur	1,28	n.n.	0,63	6,6

Metallgehalt der Fischorgane:

Bei den Fischen des Kolbersbaches finden sich die höchsten Aluminiumwerte mit 20,93 ppm in der Leber. Die Niere weist noch einen Mittelwert von 11,1 ppm auf, gefolgt von den Kiemen mit 3,12 ppm. In der Muskulatur finden sich die niedrigsten Werte mit 1,28 ppm.

Cadmium reichert sich mit 2,76 ppm am stärksten in der Niere an. Die Leber weist einen Cadmiumgehalt von 1,78 ppm und die Kiemen einen von 0,9 ppm auf. In der Muskulatur kann kein Cadmium nachgewiesen werden.

Kupfer akkumuliert mit 75,55 ppm sehr stark in der Leber, während es in der Niere (1,6 ppm), in den Kiemen (0,98 ppm) und in der Muskulatur (0,63 ppm) gering angereichert ist.

Zink ist sowohl in der Leber (39,58 ppm) als auch in den Kiemen (35,65 ppm) stark erhöht. Die Niere hat einen geringeren Zinkgehalt von 28,34 ppm und in der Muskulatur werden noch 6,6 ppm Zink nachgewiesen.

Tabelle 9:

Kleiner Höllbach (bei Lindbergmühle)

Fangdatum: April 1985

Organproben von 6 Bachsaiblingen (gepoolt)

Geschlecht: 3 ♂♂, 3 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	15,45	0,8	1,0	26,13
Leber	33,57	3,5	32,55	39,75
Niere	16,82	9,05	1,95	22,8
Muskulatur	n.n.	n.n.	1,03	16,88

Metallgehalt der Fischorgane:

Aufgrund der geringen Größe der Fische mußten Organe mehrerer Tiere zusammen eingewogen (gepoolt) werden. Die Kiemen der Bachsaiblinge enthalten mit 15,45 ppm Aluminium durchschnittlich nur halb soviel Aluminium wie die Leber (33,57 ppm). Die Niere ist mit 16,82 ppm noch sehr hoch kontaminiert. In der Muskulatur kann kein Aluminium nachgewiesen werden.

Die Niere weist mit 9,05 ppm den höchsten Cadmiumwert auf. Die Leber besitzt geringere Cadmiumwerte mit 3,5 ppm, in den Kiemen werden noch 0,8 ppm Cadmium gefunden. Cadmium liegt in der Muskulatur unter der Nachweisgrenze.

Die höchsten Kupferwerte werden in der Leber mit 32,55 ppm bestimmt. In den Kiemen, der Muskulatur und der Niere werden keine nennenswerten Kupferkonzentrationen (bis 2,0 ppm) gemessen.

Das Element Zink ist mit 39,75 ppm in der Leber anzutreffen, am zweithöchsten in den Kiemen (26,13 ppm) und in der Niere noch mit 22,8 ppm. Die Muskulatur weist mit 16,88 ppm noch relativ hohe Zinkwerte auf.

Tabelle 10:

Reschwasser (oberhalb der Ortschaft Mauth)

Fangdatum: 6.6.1986

5 Bachforellen (95-260 g)

Geschlecht: 3 ♂♂, 2 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	36,24	1,94	0,82	42
Leber	24,76	1,82	51,32	38,5
Niere	15,6	3,92	1,38	26,34
Muskulatur	1,9	n.n.	0,68	3,94

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Bachforellen des Reschwasser weisen in den Kiemen mit 36,24 ppm die höchsten Aluminiumwerte auf. Am zweithäufigsten ist Aluminium in der Leber (24,76 ppm) und in der Niere (15,6 ppm) vertreten. In der Muskulatur kann Aluminium nicht nachgewiesen werden oder ist bei einem Fisch mit 1,9 ppm sehr gering.

Cadmium ist mit 3,92 ppm am höchsten in der Niere angereichert. Kiemen (1,94 ppm) und Leber (1,82 ppm) sind noch relativ hoch mit Cadmium kontaminiert. In der Muskulatur liegt Cadmium unter der Nachweisgrenze.

Kupfer akkumuliert mit 51,32 ppm am stärksten in der Leber. Kiemen (0,82 ppm), Niere (1,38 ppm) und Muskulatur (0,68 ppm) weisen geringe Kupferwerte auf.

Das Spurenelement Zink ist mit 42 ppm am stärksten in den Kiemen angereichert, gefolgt von der Leber mit 38,5 ppm und der Niere mit 26,34 ppm. In der Muskulatur finden sich noch durchschnittlich 3,94 ppm Zink.

Tabelle 11:

Obere Waldnaab (bei der Ortschaft Naab)

Fangdatum: 28.5.1985

3 Regenbogenforellen, 6 Bachforellen, 1 Bachsaibling
(26,5-160 g)

Geschlecht: 4 ♂♂, 6 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	35,28	1,16	0,89	79,4
Leber	5,58	0,51	53,38	27,85
Niere	14,03	1,14	1,76	29,74
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,47	12,76

Metallgehalt der Fischorgane:

Die höchsten Aluminiumwerte werden in den Kiemen mit durchschnittlich 35,28 ppm gemessen und mit einem Maximum von 133 ppm. Die Niere enthält die zweithöchsten Aluminiumkonzentrationen mit 14,03 ppm. In der Leber werden mittlere Konzentrationen von 5,58 ppm nachgewiesen. In der Muskulatur liegen die Aluminiumkonzentrationen unter der Nachweisgrenze.

Cadmium ist sowohl in den Kiemen (1,16 ppm) als auch in der Niere (1,14 ppm) stark akkumuliert. Die Leber weist mit 0,51 ppm nur durchschnittlich halb soviel Cadmium auf. In der Muskulatur kann Cadmium nicht bestimmt werden. Das Metall Kupfer ist stark in der Leber (53,38 ppm) angereichert. Die Kiemen, die Niere und die Muskulatur zeigen dagegen keine außergewöhnliche Kupferakkumulation (bis 1,76 ppm).

Die höchsten Zinkwerte werden in den Kiemen ermittelt mit Durchschnittswerten von 79,4 ppm und einem Maximumwert von 170 ppm. Mittlere Zinkkonzentrationen zeigen Niere (29,74 ppm) und Leber (27,85 ppm). Die geringsten Werte sind in der Muskulatur mit 12,76 ppm nachzuweisen.

Tabelle 12:

Weißer Main (oberhalb Bischofsgrün)

Fangdatum: 12.11.1985

4 Bachsaiblinge (114-140 g)

Geschlecht: 2 ♂♂, 2 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemem	222,9	0,65	1,4	16,37
Leber	8,87	0,93	32,18	32,23
Niere	7,47	3,07	2,4	29,73
Muskulatur	2,12	n.n.	0,83	5,6

Metallgehalt der Fischorgane:

Es wurden die Organe von vier Bachsaiblingen untersucht. Dabei werden von allen untersuchten Fischen die höchsten Aluminiumwerte von durchschnittlich 222,9 ppm in den Kiemen ermittelt, wobei bei einem Fisch ein Höchstwert von 357 ppm gefunden wird. In der Leber (8,87 ppm) und in der Niere (7,47 ppm) sind dagegen wesentlich geringere Werte nachweisbar. Die Muskulatur enthält nur 2,12 ppm Aluminium im Durchschnitt.

Das Schwermetall Cadmium ist mit 3,07 ppm sehr stark in der Niere angereichert. In der Leber finden sich noch 0,93 ppm Cadmium und in den Kiemen können 0,65 ppm ermittelt werden. Die Muskulatur weist keine meßbaren Cadmiumwerte auf.

Die Leber zeigt sich mit 32,18 ppm Kupfer als erstes Akkumulationsorgan. In allen übrigen Organen werden geringe Kupferkonzentrationen (unter 2,4 ppm) nachgewiesen. Zink ist in der Leber mit 32,23 ppm am höchsten. In der Niere werden durchschnittlich 29,73 ppm gemessen und in den Kiemen noch 16,37 ppm. In der Muskulatur sind die geringsten Werte mit 5,6 ppm nachweisbar.

Tabelle 13:

Eger (Oberlauf)

Fangdatum: 12.11.1985

8 Bachforellen (70-250 g)

Geschlecht: 3 ♂♂, 5 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	23,3	0,79	1,20	77,5
Leber	19,76	2,3	85	29,2
Niere	17,15	3,71	1,71	28,83
Muskulatur	1,35	n.n.	0,62	10,9

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Kiemen der Egerfische weisen hohe Aluminiumkonzentrationen von 23,3 ppm auf. Niedrigere Konzentrationen finden sich in der Leber (19,76 ppm) und in der Niere (17,15 ppm). In der Muskulatur werden noch 1,35 ppm gemessen.

Cadmium ist mit 3,71 ppm stark in der Niere akkumuliert. Auch in der Leber finden sich mit 2,3 ppm noch sehr hohe Cadmiumwerte. In den Kiemen werden im Durchschnitt 0,79 ppm Cadmium gemessen. Die Muskulatur enthält keine meßbaren Cadmiumkonzentrationen.

Eine hohe Kupferakkumulation mit 85 ppm wird in der Leber nachgewiesen. In den übrigen Organen liegt Kupfer unter 1,70 ppm im Durchschnitt.

Die höchsten Zinkwerte (77,5 ppm) werden in den Kiemen ermittelt. Auch in der Leber (29,2 ppm), in der Niere (28,83 ppm) und in der Muskulatur (10,9 ppm) werden noch relativ hohe Zinkwerte bestimmt.

Tabelle 14:

Förmitz (Bereich Lohmühle)

Fangdatum: 11.11.1985

5 Bachforellen (130-220 g)

Geschlecht: 1 ♂, 4 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	25,96	0,7	0,78	62,48
Leber	8,64	1,72	52,68	25,58
Niere	26,26	3,66	1,54	34,6
Muskulatur	0,44	n.n.	0,52	6,84

Metallgehalt der Fischorgane:

Kiemen und Niere der Bachforellen aus der Förmitz sind mit durchschnittlich 26 ppm Aluminium am höchsten angereichert. Die Leber zeigt noch Aluminiumwerte von 8,64 ppm, während in der Muskulatur nur bis 0,44 ppm gemessen werden.

Das Metall Cadmium akkumuliert mit 3,66 ppm am stärksten in der Niere. Die Leber enthält durchschnittlich 1,72 ppm Cadmium, die Kiemen 0,7 ppm Cadmium und in der Muskulatur kann Cadmium in keinem Fisch nachgewiesen werden.

Als erstes Akkumulationsorgan für Kupfer mit 52,68 ppm erweist sich die Leber. In allen übrigen Organen finden sich keine nennenswerten Kupferkonzentrationen.

Zink wird mit den höchsten Werten (62,48 ppm) in den Kiemen gemessen. Am zweithöchsten sind die Werte in der Niere mit 34,6 ppm, gefolgt von der Leber mit 25,58 ppm. In der Muskulatur werden noch Werte von 6,84 ppm ermittelt.

Tabelle 15:

Rosenbaumbach und Nordhalbener Ködel (an der DDR-Grenze)

Fangdatum: 13.11.1985

5 Bachforellen (160-300 g)

Geschlecht: 4 ♂♂, 1 ♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	14,7	0,4	0,82	152
Leber	27,95	0,78	63,3	40
Niere	15,28	2,65	1,46	4,7
Muskulatur	0,87	n.n.	0,66	7,62

Metallgehalt der Fischorgane:

Bei den untersuchten Bachforellen zeigt sich die höchste Aluminiumkonzentration in der Leber mit durchschnittlich 27,95 ppm. Kiemen und Niere weisen noch Konzentrationen von 15 ppm Aluminium auf. In der Muskulatur werden lediglich 0,87 ppm Aluminium gemessen.

Die stärkste Anreicherung von Cadmium wird in der Niere mit 2,65 ppm gemessen. Die Leber ist mit 0,78 ppm Cadmium belastet und die Kiemen noch mit 0,4 ppm Cadmium. In der Muskulatur liegt Cadmium unter der Nachweisgrenze.

Eine hohe Akkumulation von Kupfer findet in der Leber (63,3 ppm) statt. Niere, Kiemen und Muskulatur weisen geringe Kupferwerte (bis 1,5 ppm) auf.

Die Kiemen stellen mit 152 ppm das erste Anreicherungsorgan für Zink dar. In der Leber werden noch 40 ppm Zink ermittelt. Die Niere ist mit durchschnittlich 4,7 ppm belastet und die Muskulatur mit 7,62 ppm.

Tabelle 16:

Grundbach (an der DDR-Grenze)

Fangdatum: 13.11.1985

4 Bachforellen (90-200 g)

Geschlecht: 2 ♂♂, 2 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	30,4	0,41	0,975	101
Leber	11,53	0,97	15,24	30,52
Niere	10,73	2,05	0,92	40
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,58	6,26

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Kiemen weisen mit 30,4 ppm die höchste Aluminiumkonzentration auf. Leber und Niere zeigen mittlere Aluminiumkonzentrationen von durchschnittlich 11 ppm Aluminium. In der Muskulatur liegt Aluminium unter der Nachweisgrenze.

Die höchsten Cadmiumwerte mit 2,05 ppm liegen in der Niere vor. Der Cadmiumwert der Leber beträgt im Mittel 0,97 ppm, in den Kiemen nur noch 0,41 ppm. Die Cadmiumwerte der Muskulatur bewegen sich unter der Nachweisgrenze.

Kupfer ist in der Leber mit durchschnittlich 15,24 ppm vorhanden. In allen übrigen Organen liegen die Kupferwerte unter 1 ppm.

Sehr hohe Zinkkonzentrationen (101 ppm) werden in den Kiemen bestimmt. Es folgt die Niere mit 40 ppm und dann die Leber mit 30,52 ppm Zink. Die Muskulatur weist noch Zinkwerte von 6,26 ppm auf.

Tabelle 17:

Obere Ölschnitz (oberhalb Windheim)

Fangdatum: 13.11.1985

5 Bachsaiblinge (100-160 g)

Geschlecht: 3 ♂♂, 2 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	21,2	0,69	0,8	13,92
Leber	73,68	3,68	54,28	40
Niere	24,64	7,98	1,43	27,36
Muskulatur	2,34	n.n.	0,38	5,36

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Leber enthält mit 73,68 ppm Aluminium die höchsten Werte. Die Niere folgt an zweiter Stelle mit 24,64 ppm Aluminium, die Kiemen enthalten noch 21,2 ppm Aluminium. Die Muskulatur ist noch mit 2,34 ppm Aluminium im Durchschnitt belastet.

Eine hohe Cadmiumakkumulation (7,98 ppm) findet in der Niere statt. Auch in der Leber zeigen sich noch sehr hohe Cadmiumwerte (3,68 ppm). In den Kiemen finden sich noch 0,69 ppm Cadmium. In der Muskulatur kann kein Cadmium nachgewiesen werden.

Kupfer akkumuliert mit 54,28 ppm am stärksten in der Leber. In den Kiemen, der Niere und der Muskulatur findet keine nennenswerte Akkumulation (bis 1,5 ppm) statt. Hohe Zinkwerte mit 40 ppm werden in der Leber gemessen. Die Niere enthält an zweiter Stelle 27,36 ppm Zink, die Kiemen sind noch mit durchschnittlich 13,92 ppm angereichert. Die Muskulatur zeigt noch Zinkwerte von 5,36 ppm.

Tabelle 18:

Kontrollfische aus einer Fischzucht (bei Memmingen)

Fangdatum: Mai 1985

5 Bachsaiblinge, 5 Bachforellen (200-290 g)

Geschlecht: 5 ♂♂, 5 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	n.n.	n.n.	0,54	20
Leber	n.n.	n.n.	41,26	18,6
Niere	n.n.	n.n.	2,42	18,03
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,34	3,23

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Elemente Aluminium und Cadmium liegen in allen untersuchten Organen dieser Kontrolltiere unter der Nachweisgrenze.

Das Element Kupfer ist mit 41,26 ppm am stärksten in der Leber angereichert. Kiemen, Muskulatur und Niere (bis 2,42 ppm) sind nur gering mit Kupfer belastet.

Sowohl die Kiemen (20 ppm) als auch die Leber (18,6 ppm) und die Niere (18,03 ppm) weisen einen hohen Zinkgehalt auf. In der Muskulatur ist Zink mit 3,23 ppm nur gering angereichert.

Tabelle 19:

Kontrollfische aus der Schutter (bei Wellheim, Jura)

Fangdatum: 4.12.1986

6 Bachforellen (90-225 g)

Geschlecht: 2 ♂♂, 4 ♀♀

	Al (ppm)	Cd (ppm)	Cu (ppm)	Zn (ppm)
Kiemen	2,17	n.n.	0,8	53
Leber	n.n.	n.n.	115	28
Niere	3	0,323	1,5	27
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,45	4

Metallgehalt der Fischorgane:

Die Bachforellen aus der Schutter zeigen mit 3 ppm Aluminium in der Niere und mit 2,17 ppm Aluminium in den Kiemen eine relativ hohe Belastung. In der Leber und in der Muskulatur ist Aluminium nicht nachweisbar.

Cadmium ist mit durchschnittlich 0,323 ppm nur in der Niere meßbar. Die Leber erweist sich mit durchschnittlich 115 ppm als erstes Akkumulationsorgan für Kupfer, die übrigen Organe sind mit bis zu 1,5 ppm Kupfer nur gering belastet.

Das Element Zink ist mit 53 ppm sehr stark in den Kiemen angereichert. Leber (28 ppm) und Niere (27 ppm) zeigen noch eine relativ hohe Zinkakkumulation. Die Muskulatur ist mit 4 ppm nur gering belastet.

V. BESPRECHUNG DER ERGEBNISSE UND DISKUSSION

1. Ausschluß von Methodenfehlern

Da sich die Analytik der untersuchten Metalle in Fischen aus zwei Operationen, nämlich dem Probenaufschluß und der Messung, zusammensetzt und die nachzuweisenden Metalle oft nur in geringen Mengenkonzentrationen nachzuweisen sind, ist es wichtig, ein qualitativ hochwertiges Aufschlußverfahren sowie ein Meßverfahren mit hoher Nachweisempfindlichkeit in der Hand zu haben.

Der Druckaufschluß mit Salpetersäure in Teflongefäßen sowie die Atomemissionsspektralphotometrie (AES) mit induktiv gekoppeltem Plasma (ICP) sind beides Verfahren, welche sich in der Analytik von Spurenelementen hervorragend bewährt haben und eine ausreichende Genauigkeit gewährleisten (Kruse, 1981).

Um eventuelle Kontaminationen mit Metallen in Analysenlösungen (Salpetersäure suprapur, Aqua tridest.) sowie in Probenaufbewahrungsgefäßen (Teflonbecher, Polyäthylenflaschen, Plastikfolienbeutel) auszuschließen, wurden sämtliche zur Verwendung kommenden Materialien auf ihren Metallgehalt überprüft. Dabei wurde besonders auf die Möglichkeit des HerauslöSENS von Metallen (z.B. Cadmium) aus den Probenaufbewahrungsflaschen sowie den Plastikbeuteln durch Säure gedacht. Um einen sog. Memory-Effekt (d.h. eine Adsorption von Metallen aus dem Analysenmaterial an die Gefäßwände der Aufschlußgeräte) zu vermeiden, wurden die Teflonbecher zum Aufschluß der Proben nach jedem Arbeitsgang mit Salpetersäure suprapur (bei 120°C für 2 Stunden) gereinigt. Um Meßfehler bezüglich des Cadmiumgehaltes der Probengefäße und Analysenlösungen auszuschließen, wurde standardisierte Rinderle-

ber mit genau definiertem Metallionengehalt untersucht. Dabei konnte keine Abweichung vom Standardwert festgestellt werden.

Alle untersuchten Kontrollproben zeigten keine nachweisbaren Metallgehalte für Cadmium, Kupfer, Zink und Aluminium, so daß eine nachträgliche Kontamination bei der Aufbereitung und Lagerung der Analysenproben ausgeschlossen werden konnte.

2. Einfluß des Tiefgefrierens auf die Bestimmung von Metallkonzentrationen in Geweben

Das Tiefgefrieren und anschließende Wiederauftauen von Organproben zur Bestimmung von Metallionen in Geweben kann zur Mobilisierung von Gewebsflüssigkeiten und zellulärer Bestandteile innerhalb von Geweben führen. Als Folge davon können Metallkonzentrationen in Gewebeproben verändert werden, so daß Vergleiche mit Organproben, welche anders behandelt wurden (z.B. Frischgewebeanalysen, unterschiedliche Gefrierbedingungen) zwangsläufig zu falschen Ergebnissen führen können.

So zeigen Schwermetallanalysen von Ney und Martin (1985) von Organproben (Leber, Knochen) von Sonnenbärblingen (*Lepomis macrochirus*) nach Tiefgefrieren (-20°C) für 7-70 Tage eine Verringerung der Metallkonzentrationen von 10-30 % gegenüber Frischorganen. Dabei zeigt Zink im Gegensatz zu Cadmium mit längerer Gefrierdauer den stärksten Konzentrationsabfall in der Leber. Das liegt nach Ney und Martin (1985) vor allem daran, daß Cadmium stärker an Leberproteine gebunden ist als Zink und deswegen weniger leicht mit Gewebsflüssigkeiten flüchten kann. Überträgt man diese Erkenntnisse auf unsere Methode (alle Organproben wurden bei -20°C tiefgefroren),

dann könnten die tatsächlichen Metallgehalte der untersuchten Fischorgane in Einzelfällen noch höher liegen als die ermittelten Ergebnisse aussagen.

3. Statistische Untersuchungen

Eine ausführlichere statistische Auswertung der Meßergebnisse war aufgrund des nur noch gering vorhandenen Fischbestandes in den versauerten Fließgewässern problematisch. Untersuchungen der Fischfauna in diesen Gewässern (Fischer-Scherl et al., 1986) haben ergeben, daß der Fischbestand zum Teil schon sehr stark reduziert ist. Da aber für Metallanalysen von Organen nur Fische ab einer bestimmten Größe geeignet sind, war es schwierig, immer eine ausreichende Anzahl vergleichbarer Fische aus ein- und demselben Gewässer zu fangen, ohne dabei tiefgreifende Veränderungen in der Fischpopulation zu bewirken. Es war auch nicht Absicht dieser umfangreichen Felduntersuchungen, den in versauerten Gewässern noch spärlich vorhandenen Fischbestand weiter zu dezimieren, um eventuell noch aussagekräftigere Daten zu erhalten.

4. Toxische Metallionen im Wasser

Von den toxischen Metallionen im Wasser sind besonders Aluminium und Cadmium bedeutsam. Während Aluminiumionen in erster Linie durch Pufferungsprozesse im Boden und im Wasser in ihrer ionalen Form als Al^{+++} freigesetzt werden und ins Wasser gelangen (Driscoll, 1985), sind die hohen Cadmiumwerte (bis 0,95 µg Cd/l in der Oberen Waldnaab) sicher nicht allein geogenen Ursprungs, sondern weisen auf einen beträchtlichen Schadstoffeintrag aus der Luft hin (Bauer et al., 1987).

Die Obere Waldnaab weist mit 1440 $\mu\text{g Al/l}$ neben der Oberen Ölschnitz mit bis zu 1640 $\mu\text{g Al/l}$ die höchsten Aluminiumwerte der untersuchten Fischgewässer auf. In einem Gewässer des Untersuchungsgebietes werden sogar Aluminiumwerte von bis zu 9 mg/l erreicht (Schmitt, pers.Mitteilung, 1987). Auch die in einigen Fällen sehr hohen Zinkwerte (bis 160 $\mu\text{g Zn/l}$) im Bereich der Quellregion der Oberen Waldnaab scheinen auf einen atmogenen Eintrag zurückzuführen sein.

Die zum Teil starken Schwankungen im Metallgehalt der untersuchten Fischgewässer sind in erster Linie auf die Veränderungen der pH-Werte des Wassers in Abhängigkeit von der Jahreszeit zurückzuführen. So stellt auch Mayer (1985) fest, daß die Mobilität und Löslichkeit eines Metalls im Boden und im Wasser umso höher wird, je niedriger der pH-Wert des Bodens und des Wassers wird. Auch führt der im Zusammenhang mit starken Niederschlägen und insbesondere bei der Schneeschmelze auftretende erhöhte Oberflächenabfluß nicht zu einer Verringerung der Metallionenkonzentration durch Verdünnung, sondern die Konzentrationen steigen bei zunehmendem Abfluß meist an, da große Mengen saures, oberflächlich abfließendes Wasser direkt in die Bachläufe gelangt und die Filterwirkung des Bodens nicht zum Tragen kommt (Overein et al., 1981). Untersuchungen von Puhe und Ulrich (1985) bestätigen auch, daß Quellen, welche stärkeren Immissionsbelastungen ausgesetzt sind, höhere Metallkonzentrationen im Wasser aufweisen.

Aus den Gewässeranalysen geht sehr deutlich hervor, daß die versauerten Gewässer wesentlich stärker mit Aluminium, Cadmium, Kupfer und Zink belastet sind als die Kontrollgewässer. Dies ist nicht überraschend, wenn man bedenkt, daß der pH-Wert des Wassers mit der bestimmende Faktor für die Löslichkeit vieler Metallionen ist (Swedish Ministry of Agriculture, 1982).

5. Akkumulationspfade für Metalle bei Fischen

Um die Eigenschaften bioakkumulierbarer Stoffe, wie Metalle es sind, auch im Hinblick auf ihre Toxizität für Fische richtig einschätzen zu können, muß vor allem Klarheit über die möglichen Aufnahmewege aus dem aquatischen Milieu in den Organismus herrschen.

Metalle können auf folgenden Aufnahmewegen aus dem Wasser in den Fischorganismus gelangen:

- a.) oral über die Nahrung
- b.) über die Atmungsorgane (Kiemen)
- c.) durch Adsorption an die Körperoberfläche.

Während bei der Fischproduktion in Intensivhaltungen eine Metallakkumulation über höher kontaminiertes Trockenfutter durchaus gegeben ist, gelangen bei Fischen in Fließgewässern, die oft einer Langzeitwirkung von seiten der mitgeführten Metalle ausgesetzt sind, diese vorwiegend über die Kiemen in den Körper. Auch werden mit Ausnahme von Quecksilber, das durch Methylierung sehr leicht fettlöslich wird, bivalente Metallionen über den Verdauungstrakt sehr schwer resorbiert und weitestgehend über die Faeces wieder ausgeschieden (Bowen, 1966).

Zudem ist die Affinität der verschiedenen Gewebe für Metalle spezifisch und variiert immer mit der chemischen Form eines Metalls sowie mit der jeweiligen Konstitution und Kondition eines Organismus (Bowen, 1979).

Alle diese Faktoren können Abweichungen im Akkumulationsverhalten bei Kiemen, Leber, Niere und Muskulatur erklären.

6. Fische und Metallionengehalt

Die Konzentrationsdaten der untersuchten Fischorgane lassen keine Differenzierung und Auftrennung nach den einzelnen untersuchten Fischarten - Bachsaibling, Bachforelle und Regenbogenforelle - zu. Auch Wachs (1982) kann bei Cypriniden (Aitel, Zährte, Brachsen) aus der Donau keine Unterschiede in den Konzentrationsdaten einzelner Fischarten erkennen.

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen auch keine Zusammenhänge zwischen den Metallkonzentrationen (Cd, Al, Zn, Cu) in den Geweben von Bachsaibling und Bachforelle und der Länge, dem Gewicht und dem Alter der Fische.

Ältere Fische, die ihrer kontaminierten Umgebung länger potentiell ausgesetzt waren, zeigen keinesfalls deutlich höhere Anreicherungen in ihren Organen als noch jüngere Fische. Dies wäre dadurch zu erklären, daß jüngere Fische aufgrund ihrer noch höheren Stoffwechselaktivität stärker akkumulieren als ältere Fische.

Hinzu kommt, daß das vorliegende Untersuchungsgut aus Fließgewässern stammt. Damit ist der Wanderungsweg zu weniger belasteten Gewässern offen. Ältere Fische müssen daher nicht die ganze Lebenszeit im Untersuchungsgebiet verbracht haben. Dies ist ein bedeutender Unterschied zu Untersuchungen in versauerten Stillgewässern (Cowx, 1982; Buergel und Soltero, 1983; Chevalier und Gauthier, 1985). Es spricht einiges dafür, daß die Metallanreicherung im Fisch im wesentlichen durch Umwelteinflüsse gesteuert wird, die auf alle Fische desselben Gewässers annähernd gleich wirken.

7. Verhalten von Aluminium

Aluminium gehört zu jenen Stoffen im tierischen Organismus, deren Gehalte in passiver Weise von der Umwelt abhängen. Zumindest wurde bis jetzt kein aktiver Prozeß für die Aufnahme und den Transport im tierischen Organismus nachgewiesen. Aluminium sammelt sich in einer Vielzahl von Zellen, besonders am nuklearen Chromatin, an und wirkt im menschlichen und tierischen Organismus vor allem auf die Nervenzellen (Sager, 1986). So wird Aluminium als Mitauslöser der sog. Alzheimer Disease, einer Nervenerkrankung beim Menschen, diskutiert (Epstein, 1985). Die Wirkung auf Wasserlebewesen hängt neben der Dosis an Aluminium besonders vom pH-Wert des Wassers, von der Wasserhärte, von organischen Stoffen im Wasser und nicht zuletzt vom Alter und der Art des Individuums ab (Driscoll, 1985).

Für Meeresfische ist die Toxizität des Aluminiums geringer als für Süßwasserfische. Fischeier und Jungfische ertragen weit mehr Aluminium als erwachsene Tiere (Henriksen et al., 1984). Brown (1983) weist nach, daß Bachforellen in sauren aluminiumreichen Gewässern länger überleben bei Calciumkonzentrationen über 2 mg Ca/l. Bei der Bachforelle wirken schon 150 µg Al/l in versauerten Gewässern hoch toxisch (Muniz und Leivestad, 1980). Die toxische Wirkung von Aluminium in Verbindung mit niedrigen pH-Werten beruht in erster Linie auf einer Veränderung der Kiemenmorphologie (Epithelzellnekrosen und Chloridzellhyperplasie - Karlsson-Norrgrén et al., 1986).

Aluminium kann bei den vorliegenden Untersuchungen mit Ausnahme der Muskulatur regelmäßig in allen Organen der untersuchten Fische nachgewiesen werden (siehe Tab.3-17). Dabei wird eine deutliche Biokonzentration für die Organe Leber, Kiemen und Niere gefunden. Eine eindeutige Signifikanz für die Akkumulation in einem bestimmten Or-

gan, wie beispielsweise bei Cadmium in der Niere und bei Kupfer in der Leber, ist aber aus den Messungen nicht ersichtlich. So zeigen beispielsweise Bachsaiblinge aus dem Weißen Main (Tab.12) im Durchschnitt die höchsten Aluminiumkonzentrationen mit 222 ppm in den Kiemen, während Fische aus der kleinen Deffernik (Tab.3,4,5) die höchsten Konzentrationen in der Leber (25-77 ppm) aufweisen. Es ist anzunehmen, daß hohe Aluminiumwerte in den Kiemen Ausdruck einer akuten Situation darstellen (hohe Aluminiumwerte im Wasser bei gleichzeitig niedrigem pH-Wert) und daß es dann allmählich zu einer Umverteilung von Aluminium in Leber und Niere kommt als Folge einer Langzeitexposition der Fische in versauerten Gewässern.

Inwieweit noch andere Umwelteinflüsse auf die Verteilung (z.B. Interaktionen mit anderen Metallen) oder eventuelle genetische Faktoren der einzelnen Fische Einfluß auf die Verteilung von Aluminium in den Organen haben können, kann an dieser Stelle nicht geklärt werden.

Auch Buerger und Soltero (1983) berichten von erhöhten Aluminiumkonzentrationen in Kiemen, Leber und Niere von Regenbogenforellen aus sauren Seen. Sie vermuten, daß vor allem diese Organe die Lokalisation für die Aluminiumspeicherung und den Aluminiummetabolismus darstellen. Berg und Burns (1985) beobachteten ein ähnliches Verteilungsmuster bei Katzenwelsen (*Ictalurus punctatus*), Forellenbarschen (*Micropterus salmoides*) und Alsen (*Dorosoma cepedianum*), weisen aber wesentlich höhere Werte (bis zu 1800 mg/kg Trockengewicht) in diesen Organen nach.

Erstaunlich ist, daß im Muskelgewebe der untersuchten Fische entweder kein Aluminium nachgewiesen werden konnte oder der Gehalt mit durchschnittlich 2 ppm nur sehr gering ist. Dagegen finden Hunter et al. (1980) sehr hohe Werte (358 mg Al/kg Trockengewicht) in der Muskulatur

von Bachforellen, Werte, die noch von keinem anderen Autor beschrieben wurden.

Aus den vielen oft widersprüchlichen Literaturangaben wird aber auch deutlich, daß Ergebnisse von Schwermetallmessungen in Fischen und Fischorganen nur bedingt miteinander vergleichbar sind, da oft wichtige Umweltparameter, die den Anreicherungsprozeß beeinflussen können, nicht oder nur unvollständig erfaßt werden.

Die Kontrollfische aus der Schutter zeigen geringe Aluminiumkonzentrationen in den Kiemen und in der Niere (maximal 3 ppm) und die Bachforellen und Bachsaiblinge aus einer Fischzucht bei Memmingen weisen Werte unter der Nachweisgrenze auf. Daraus kann geschlossen werden, daß der Härtegrad des Wassers und der Versauerungsgrad neben der absoluten Aluminiumkonzentration im Wasser die bestimmenden Einflußgrößen für die Aufnahme und Akkumulation von Aluminium in Organen darstellen.

8. Verhalten von Cadmium

Das Metall Cadmium, dessen Konzentrationen in aquatischen Bereichen stetig zunehmen (Ravera, 1984), ist aus der Gruppe der toxischen Metalle, die keinerlei essenzielle Bedeutung für den tierischen Organismus haben.

Da Cadmium bei der thermischen Behandlung ein leicht flüchtiges Metall wird, garantiert der bei diesen Untersuchungen angewandte Säureaufschluß in Teflongefäßen einen vollständigen Aufschluß des organischen Materials, ohne dabei Cadmiumverluste hinnehmen zu müssen.

Eine Cadmiumkonzentration von nur 3 µg/l im Wasser führt nach Karlsson-Norrgren et al. (1985) zu Chloridzellveränderungen in den Kiemen und letztendlich zu einer Insuffizienz der respiratorischen sowie der exkretorischen

Funktionen der Kiemen. Gardner und Yevich (1970) berichten von Kiemen- und Nierenschäden durch Cadmiumintoxikationen bei Fischen.

Obwohl in den untersuchten Fischgewässern nur Maximalwerte von $0,74 \mu\text{g Cd/l}$ (in der Waldnaab) nachgewiesen wurden, ergibt sich für die Cadmiumakkumulation bei den untersuchten Fischen ein interessantes Verteilungsmuster. Dabei liegt Cadmium im Vergleich zu Aluminium und Zink in der Leber, der Niere und den Kiemen immer in relativ niedrigeren Konzentrationen vor, während in der Niere die Cadmiumwerte ähnlich hoch sind wie die Kupferwerte.

Alle untersuchten Fische mit Ausnahme von Regenbogenforellen aus der Fischzucht Lindbergmühle (Tab.7) weisen die höchsten Cadmiumkonzentrationen in den Nieren auf. Die höheren Cadmiumwerte der Kiemen gegenüber den Nieren bei diesen Regenbogenforellen sind wahrscheinlich darauf zurückzuführen, daß diese Tiere unmittelbar vor ihrer Untersuchung einem akuten Säurestreß (pH-Wert 4,8) ausgesetzt waren, was zu einer starken Adsorption von Cadmium an die Kiemenoberfläche geführt haben könnte.

Bei den untersuchten Fischen werden besonders hohe Cadmiumkonzentrationen in den Nieren von Bachsaiblingen (Tab.4,5,9,17) gemessen im Vergleich zu Bachforellen. Die Cadmiumwerte erreichen dabei erstaunlich hohe Werte bis zu 12 ppm. Weder Kittelberger (1973) bei Hecht, Zander, Brassen und Rotaugen aus dem Rhein noch Wachs (1982) bei Cypriniden aus der Donau konnten bei ihren Schwermetallanalysen vergleichbar hohe Cadmiumkonzentrationen in Leber und Niere nachweisen (immer $<0,5 \text{ ppm}$).

Die Untersuchungen aus nicht versauerten harten Gewässern zeigen überhaupt keine nachweisbare Cadmiumbelastung (Fischzucht Memmingen) oder nur geringe Werte von $0,3 \text{ ppm}$ in den Nieren der Schutterfische.

Von ähnlich hohen Cadmiumwerten (8,4 ppm) in der Niere berichten nur Kumada et al. (1980) in Laborversuchen mit Regenbogenforellen, die 10 Wochen lang durchschnittlich 4 µg/l Cadmiumchlorid ausgesetzt waren. Die sehr hohen Cadmiumkonzentrationen in den Nieren der untersuchten Tiere können somit ein Indiz dafür sein, daß die biologische Halbwertszeit für Cadmium in der Niere sehr lang ist und einmal resorbiertes Cadmium sehr schwer wieder aus dem Organismus ausgeschieden werden kann. So stellten Kumada et al. (1980) in ihren Versuchen fest, daß bei Fischen in cadmiumhaltigem Wasser nach Beendigung des Versuches die Cadmiumwerte in der Niere, der Leber und der Muskulatur noch weiter anstiegen, was auf eine aktive Umverteilung dieses Metalls innerhalb eines Organismus zurückzuführen ist und letztendlich zu einer dauerhaften Retention von Cadmium führt.

Nach Cherian und Goyer (1978) liegt das daran, daß ungefähr 95 % des Cadmiums in der Niere als Cadmium-Thioneinkomplex vorliegt, der aus dieser nicht mehr eliminiert werden kann, sondern letztendlich zu chronischen irreversiblen Schäden im Bereich der Nierentubuli führt.

Die zum Teil sehr hohen Cadmiumwerte in den Kiemen (z.B. Tab.10) sind dadurch zu erklären, daß Cadmium in versauerten weichen Gewässern vor allem in seiner ionalen Form vorliegt und so sehr gut über die Kiemen resorbiert werden kann. Das bestätigen auch Versuche von Pärt et al. (1985), die feststellen, daß der Cadmiumtransfer über die Kiemen sehr stark von der Härte des Wassers (besonders von der Ca^{++} -Konzentration) abhängt. Dabei setzt die Wasserhärte einen biologischen Mechanismus in Gang, der die Kiemenpermeabilität für Cadmium entscheidend vergrößert.

Deutlicher noch als für Aluminium trifft bei diesen Untersuchungen der Sachverhalt zu, daß keine nachweisbaren Gehalte an Cadmium in der Muskulatur gemessen werden, unbeeinflusst von den Gehalten an Cadmium in anderen Or-

ganen. Hier kann man von einem regelrechten "Barriere-Effekt" sprechen, d.h. eine Cadmium-Inkorporation dringt bei diesen Fischen nicht bis in das Muskelgewebe vor. Dies ist vor allem aus lebensmittelhygienischer Sicht bedeutsam, da davon ausgegangen werden kann, daß die als Lebensmittel verwendeten Teile des Fisches, die Muskulatur, trotz hoher Kontamination des Wassers als letztes der Organe nennenswert mit toxischen Metallen wie Cadmium belastet ist.

9. Verhalten von Zink

Trotz großer Anstrengungen ist bisher noch nicht sicher geklärt worden, welcher Wirkungsmechanismus letztendlich die Toxizität des Zinks beim Fisch verursacht. Krankheitssymptome, die von verschiedenen Autoren (Skidmore und Tovell, 1972; Eisler und Gardner, 1973; Lewis, 1978) beobachtet werden, sind nicht unbedingt zinkspezifisch. Aus dem Untersuchungsmaterial geht hervor, daß das Kiemen Gewebe, die Leber und die Niere die typischen Akkumulationsorgane für Zink darstellen. Dabei sind in neun untersuchten Gewässern jeweils die höchsten Zinkwerte in den Kiemen der Fische nachweisbar. Obwohl verschiedene Aufnahmepfade für Zink aus dem Wasser möglich sind, scheinen diese Untersuchungen zu bestätigen, daß die Kiemen die wichtigste Route darstellen, durch welche Zink in versauerten Gewässern absorbiert wird. Dies bestätigen auch Versuche von Bradley et al. (1985) bei Regenbogenforellen, die nach kurzer Zinkexposition (1 Tag lang) die höchsten Zinkwerte in den Kiemen im Vergleich zur Leber aufwiesen. Die Zinkkonzentrationen in den Kiemen scheinen auch stärker vom aktuellen pH-Wert des Wassers und weniger von den absoluten Zinkkonzentrationen im Wasser abhängig zu sein. Das läßt darauf schließen, daß Zink in seiner ionalen Form, wie es ja bei niedrigen

pH-Werten im Wasser vorherrscht, besonders gut in das Kiemengewebe eindringen und akkumulieren kann.

Aus der Auswertung des Untersuchungsmaterials geht auch deutlich hervor, daß die Muskulatur der Kontrollfische (Tab.18 und 19) geringer mit Zink belastet ist als die Muskulatur der Fische aus versauerten Gewässern. Die Ergebnisse über den Zinkgehalt in der Muskulatur entsprechen in etwa den Angaben, die Yediler (1978) für Fische aus der Donau lieferte. Im Durchschnitt betrug nämlich die Konzentration in der Muskulatur der von ihr analysierten Rotaugen (*Rutilus rutilus*) 10,0 ppm Zn.

In der Leber und der Niere finden sich durchschnittliche Zinkkonzentrationen von 20-40 ppm in den verschiedenen Gewässern, Metallgehalte, wie sie von Wachs (1982) bei Donaufischen und Kittelberger (1973) bei Rheinfischen gemessen wurden.

Die Bildung von Metallothioneinen mit ihrer hohen Affinität gegenüber Zink in diesen Organen könnte eine Erklärung sein für die starke Anreicherung von Zink und anderen Metallen in Leber und Niere. Beides sind Organe, welche für eine Elimination und somit Detoxifikation von Metallen aus dem Organismus in Frage kommen können.

10. Verhalten von Kupfer

Als typisches Akkumulationsorgan für Kupfer stellt sich bei allen untersuchten Fischen aus versauerten Gewässern ebenso wie bei Fischen aus den Kontrollgewässern die Leber dar. Während in den Kiemen, der Niere und der Muskulatur maximal 2,5 ppm Kupfer im Durchschnitt ermittelt werden, weist die Leber eine Kupferkonzentration von 30-160 ppm (Bachforellen Lindbergmühle) auf, bei relativ niedrigen Kupferwerten im Wasser von 1,10 µg Cu/l. Die hohen Kupferwerte sind auch deswegen bemerkenswert, weil

Wachs (1982) in Donaufischen nur durchschnittliche Kupfergehalte von 5 ppm ermittelt und Kittelberger (1973) in Rheinfischen maximal 16 ppm Cu in der Leber der Fische nachweist.

Dabei muß besonders in Betracht gezogen werden, daß Donau und Rhein Fließgewässer darstellen, die einer besonders starken anthropogenen Beeinflussung ausgesetzt sind. Kittelberger (1973) stellte beispielsweise mit $300\mu\text{g Cu/l}$ durchschnittlich 150mal höhere Kupferkonzentrationen im Rheinwasser fest als wir in unserem Untersuchungsgebiet.

Eine Erklärung für diese hohe Kupferakkumulation der Leber wären sicherlich die niedrigen pH-Werte der Gewässer, die zu einer hohen Bioverfügbarkeit von Kupfer führen, das dann in der Leber gespeichert wird. Ebenso könnten die niedrigen Calcium- und Magnesiumwerte des Wassers, die bekanntlich einen starken protektiven Effekt gegenüber Kupfer und anderen Schwermetallionenintoxikationen ausüben, dafür verantwortlich sein. So zeigen auch Untersuchungen von Howarth und Sprague (1978), daß eine geringe Wasserhärte in Kombination mit niedrigen pH-Werten eine hohe Kupferletalität bei Regenbogenforellen zur Folge hat.

Eine weitere Erklärung wäre die Möglichkeit, daß Kupfer zwar in Form eines Metallothionein-Kupferkomplexes in der Leber gespeichert wird, aber in dieser Verbindung nicht mehr aus dem Organismus abtransportiert werden kann.

Diese Hypothese vertreten auch Giesy und Wiener (1977), die vermuten, daß eine Entgiftung von Metallen in der Fischleber wahrscheinlicher durch eine Abkapselung (Sequestration) in Form eines Metallothioneinkomplexes erfolgt als durch Elimination aus dem Organismus.

11. Zusammenfassende Diskussion

Die vorliegenden Untersuchungen zeigen, daß der Fisch und seine Organe Kiemen, Leber und Niere einen sehr guten Bioindikator darstellen hinsichtlich einer Erhöhung des Metallgehaltes in versauerten Gewässern. Dies trifft vor allem für die Metalle Aluminium und Cadmium zu. Als gewisse Gesetzmäßigkeit kann aus den Untersuchungen herausgelesen werden, daß die Leber und die Niere im allgemeinen mehr an Schwermetallen speichern als die Muskulatur. Eine besondere Speicherfähigkeit weist die Leber für Kupfer und Aluminium auf und die Niere für Cadmium. Zink reichert sich in Kiemen, Niere und Leber stark an. Die Untersuchungen zeigen, daß die Niere und die Kiemen einen äußerst empfindlichen Indikator für in Wasser gelöstes Cadmium darstellen. Eine Inkorporation von Cadmium über Fischnährtiere scheint weniger bedeutsam zu sein.

Bei der Diskussion der Ergebnisse und im Vergleich zu anderen Untersuchungen muß berücksichtigt werden, daß die Akkumulation von Metallen in Fischorganen von zahlreichen Faktoren abhängt:

- der chemischen Form des Metalls und der Höhe der Konzentration;
- der Zeit, die der Fisch dem Metall ausgesetzt ist;
- physikalischen und chemischen Eigenschaften des Wassers (z.B. Temperatur, pH-Wert, Strömung, Sauerstoffgehalt, Wasserhärte, Schwebstoffgehalt und andere chemische Verunreinigungen);
- Affinität des Fisches und seiner Organe zu den im Wasser befindlichen Metallen.

Auch in versauerten Gewässern scheint die Muskulatur weder für Cadmium und Aluminium noch für andere untersuchte toxische Schwermetalle, wie z.B. Chrom oder Blei,

ein typisches Akkumulationsorgan darzustellen, denn die Konzentrationen dieser Metalle liegen insgesamt in einem niedrigen Bereich oder sind überhaupt nicht nachweisbar. Aus den vorliegenden Werten ergibt sich, daß die Muskulatur als Lebensmittel hinsichtlich einer Metallakkumulation als unbedenklich einzustufen ist.

Die Wasseranalysen und die Metallgehalte der untersuchten Fischorgane zeigen, daß eine Erhöhung toxischer Metalle in versauerten Gewässern eine herausragende Rolle auf Veränderungen innerhalb einer Fischpopulation spielen kann. Der Fisch reagiert bei Veränderungen der Wasserqualität durch Flucht in nicht betroffene Gewässerbereiche, solange ihm das möglich ist. Ist ihm das unmöglich, dann beobachtet man Krankheitssymptome, die letztendlich das Ausmaß seiner Schädigungen durch toxische Stoffe widerspiegeln. Dabei können als Folge einer verminderten Widerstandskraft Infektionskrankheiten, Stoffwechselstörungen sowie Störungen im Reproduktionszyklus langfristig zu einem Auslöschen der natürlichen Fischpopulation in einem Gewässer führen. Es ist anzunehmen, daß eine pH-Verschiebung in den sauren Bereich in unseren ostbayerischen und nordostbayerischen Fließgewässern sich vor allem auch indirekt über eine Erhöhung der Metallkonzentrationen im Wasser immer mehr auf einen Rückgang der natürlichen Fischpopulationen in diesen Gewässern auswirkt.

VI. ZUSAMMENFASSUNG

1. Bachforellen (*Salmo trutta*), Bachsaiblinge (*Salvelinus fontinalis*) und Regenbogenforellen (*Salmo gairdneri* R.) aus verschiedenen versauerten weichen Fließgewässern des ost- und nordostbayerischen Grundgebirges wurden auf Metallionengehalte untersucht. Salmoniden aus harten, nicht versauerten Gebieten dienten als Vergleichsfische.
2. Die qualitative und quantitative Metallionenbestimmung in Kiemen, Leber, Niere und Muskulatur wurden nach nassem Aufschluß spektralphotometrisch mit einem ICP-AES-Gerät durchgeführt.
3. In allen untersuchten Organen (Ausnahme: Muskulatur) der Fische aus den versauerten Gewässern konnten erhöhte Gehalte der Metalle Aluminium, Cadmium, Kupfer und Zink nachgewiesen werden.
4. Andere potentiell toxische Metalle wie Nickel, Blei, Chrom, Cobalt und Zinn lagen in allen untersuchten Organen unter ihren Nachweisgrenzen.
5. Leber, Niere und Kiemen der Fische aus den versauerten Fließgewässern zeigten erhöhte Konzentrationen an Aluminium und Zink. Die Niere erwies sich als Hauptakkumulationsorgan für Cadmium mit Maximalwerten bis zu 12 ppm, die Leber als Hauptakkumulationsorgan für Kupfer. Cadmium und Aluminium wurden in der Muskulatur nicht bzw. in äußerst geringen Konzentrationen nachgewiesen.
6. Der pH-Wert der untersuchten Gewässer erwies sich neben dem Metallionengehalt des Wassers und der Wasserhärte als bestimmender Faktor für eine Metallanreicherung in Fischorganen.

SUMMARY

Metal contents in organs of salmonids from acidified surface waters.

1. Brown trouts (*Salmo trutta*), brook trouts (*Salvelinus fontinalis*) and rainbow trouts (*Salmo gairdneri* R.) from various acidified soft brooks from the East- and Northeast Bavarian basement complex area were analysed for their metal content.
Salmonids from hard, non-acidified surface waters were used as controls.
2. After wet digestion of gills, liver, kidney and muscle the quantity and quality of metal ions in these organs were determined by an ICP-AES-analyser.
3. In all investigated organs (except muscle) of fish from acidified streaming waters increased contents of aluminium, cadmium, copper and zinc were measured.
4. Other potentially toxic metals such as nickel, lead, chrome, cobalt and tin were not detected by the method used.
5. Increased concentrations of aluminium and zinc were found in liver, kidney and gills of fish from acidified brooks. Most accumulation of cadmium was seen in the kidney, with a maximum concentration up to 12 ppm, the highest concentration of copper was always measured in the liver.
In muscle cadmium and aluminium were not detected or were detected in very low concentrations.
6. Additionally to the metal content of the water and the water hardness the pH value of the water must be considered as a very important parameter for the accumulation of metals in fish organs.

VII. LITERATURVERZEICHNIS

- ALABASTER, J.S. and LLOYD, R. (1980): Cadmium in: Water quality criteria for freshwater fish. Hrsg.: Butterworths, London, 297 S.
- BAKER, J.T.P. (1969): Histological and electron microscopical observations on copper poisoning in the winter flounder (*Pseudopleuronectes americanus*). J. Fish. Res. Bd. Can. 26, 2785-2793
- BAKER, J.P. and SCHOFIELD, C.L. (1982): Aluminium toxicity to fish in acidic waters. Water, Air and Soil Pollution 188, 289-309
- BAUER, J., SCHMITT, P., LEHMANN, R., FISCHER-SCHERL, T. (1987): Untersuchungen zur Gewässerversauerung an der Oberen Waldnaab (Oberpfälzer Wald, N.O.-Bayern). Hefte der Akademie für Naturschutz und Landschaftspflege, Laufen/Salzach, im Druck
- BAYERISCHES GEOLOGISCHES LANDESAMT (1981): Erläuterungen zur Geologischen Karte von Bayern. Hrsg.: Bayerisches Geologisches Landesamt, München, 168 S.
- BENOIT, D.A. (1975): Chronic effects of copper on survival, growth and reproduction of the bluegill (*Lepomis macrochirus*). Trans. Am. Fish. Soc. 104, 353-358
- BOWEN, H.J.M. (1966): Trace elements in biochemistry. Academic press, London
- BOWEN, H.J.M. (1979): Environmental chemistry of the elements. Academic press, London, 373 S.
- BRADLEY, R.W., DUQUESNAY, C. and SPRAGUE, J.B. (1985b): Acclimation of rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson, to zinc: kinetics and mechanism of enhanced tolerance induction. J. Fish Biology 27, 367-379
- BRADLEY, R.W. and SPRAGUE, J.B. (1985a): The influence of pH, waterhardness and alkalinity on the acute lethality of zinc to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Can. J. Fish. Aquatic Sci. 42, 731-736
- BREMNER, J. and DAVIES, N.T. (1975): The induction of metallothionein in rat liver by zinc injection and restriction of food intake. Biochem. J. 149, 733-738

- BROWN, D.J.A. (1981): The effects of various cations on the survival of brown trout, *Salmo trutta* at low pHs. *J. Fish. Biology* 18, 31-40
- BROWN, SHURBEN und MILLER (1977): zitiert in: Untersuchungen über die Belastung bayerischer Gewässer mit Cadmium (1972-1977), Hrsg.: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München, 78 S.
- BRUNGS, W.A. (1973): Acute and longterm accumulation of copper by the brown bullhead, *Ictalurus nebulosus*. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 39, 583-586
- BRYAN (1979): zitiert in: Förstner und Wittmann, Metall pollution in the aquatic environment. Springer Verlag, Berlin
- BUERGER, P.M. and SOLTERO, R.A. (1983): The distribution and accumulation of aluminium in rainbow trout following a whole-lake alumn treatment. *J. Freshwater Ecology* 2/I, 37-44
- BURROWS, W.D. (1977): Aquatic Aluminium: Chemistry, toxicology and environmental prevalence. *CRC Critical Reviews in Environmental Control*, 167-216
- BURTON, D.T., JONES, A.H. and CAIRNS, J.JR. (1972): Acute zinc toxicity to rainbow trout (*Salmo gairdneri*). Confirmation to the hypothesis that death is related to tissue hypoxia. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 29, 1463-1466
- CALAMARI and MARCHETTI (1977): zitiert in: Untersuchungen über die Belastung bayerischer Gewässer mit Cadmium (1972-1977); Hrsg.: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München, 78 S.
- CAMPELL, P.G.C., BISSON, M., BOUGIE, R., TESSIER, A. and VILLENEUVE, J.P. (1983): Speciation of aluminium in acidic freshwaters. *Analyt. Chemistry* 55, 2246-2252
- CHEN, R.W., WHANGER, P.D. and WESWIG, P.H. (1975): Biological function of metallothionein. Synthesis and degradation of rat liver metallothionein. *Biochem. Med.* 12, 95-105
- CHERIAN, G.M. and GOYER, R.A. (1978): Metallothioneins and their role in the metabolism and toxicity of metals. *Life Sciences* 23, 95-105
- CHEVALIER, G. and GAUTHIER, L. (1985): Histopathological and electron microscopic studies of gills of brook trout, *Salvelinus fontinalis*, from acidified lakes. *Can. J. Zoology* 63, 2062-2070

- COWX, J.G. (1982): Concentrations of heavy metals in the tissues of trout, *Salmo trutta* and char, *Salvelinus alpinus* from two lakes in North Wales. *Environ. Pollution (Series A)* 29, 101-110
- CRESPO, S., NONNOTTE, G., COLIN, D.A., LERAY, C. NONOTTE, L. and AUBREE, A. (1986): Morphological and functional alterations induced in trout intestine by dietary cadmium and lead. *J. Fish Biology* 28, 69-80
- DAHL, K. (1921, 1927): zitiert in: Overein L.N., Seip, H.M. and Tollan A. (1981): Acid precipitation - effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980, Oslo, 175 S.
- DELISLE, E., BENOIT, G., ROY, L., BILODEAU, P., ANDRE, P. (1983): Heavy metals in acid precipitations and effects of simulated acidification on plankton. in: VDI-Berichte 500: Saure Niederschläge - Ursachen und Wirkungen. Hrsg.: VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf, 373-376
- DICKSON, W. (1975): The acidification of Swedish lakes. *Rep. Inst. Freshwater Res. Drottningholm* 54, 8-20
- DICKSON, W. (1980): Properties of acidified waters. in: Drablos, D. and Tollan, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation - Proc. Intern. Conf. on the Ecological Impact of Acid Precipitation. Sandefjord, Norway, S.75-83
- DRISCOLL, C.H. (1985): Aluminium in acidic surface waters: Chemistry, transport and effects. *Environ. Health Perspectives* 63, 93-104
- DRISCOLL, C.T.Jr., BAKER, J.P., BISOGNI, J.J.Jr., SCHOFIELD, C.L. (1980): Effect of aluminium speciation on fish in dilute acidified waters. *Nature* 284, 161-164
- EINBRODT, H.J., ROSMANITH, G., DELBECK, H. (1973): Die biologische Wirkung von Zink im Hinblick auf eine Immissionsbegrenzung für Menschen. *Z. Staub. Reinhalt. Luft* 33, 453-457
- EISLER, R. and GARDNER, G.R. (1973): Acute toxicity to an estuarine teleost of mixtures of cadmium, copper and zinc salts. *J. Fish Biology* 5, 131-142
- EPSTEIN, S.G. (1985): Aluminium in nature, in the body and its relationship to human health. *Trace elements in medicine* 2/I, 14-18

- FAO (1977): Reports on zinc and freshwater fish. Hrsg.: Food and Agriculture Organisation of the United Nations, Rome
- FELTS, P.A. and HEATH, A.G. (1984): Interactions of temperature and sublethal environmental copper exposure on the energy metabolism of bluegill, *Lepomis macrochirus* Rafinesque. *J. Fish Biology* 25, 445-453
- FISCHER-SCHERL, T. und HOFFMANN, R. (1987): Morphologie der Kiemen bei Salmoniden aus einem versauerten Fließgewässer. In: Tagungsberichte der DVG "Neues auf dem Gebiet der Fischkrankheiten" (im Druck)
- FISCHER-SCHERL, T., HOFFMANN, R., SCHMITT, P. und LEHMANN, R. (1986): Einfluß der Gewässerversauerung auf die Fischfauna in bayerischen Fließgewässern. *Fischer und Teichwirt* 4, 101-105
- FOERST, W. (1972): *Chemie für Labor und Betrieb* 23, Jahrg. 1972, 208-212
- FÖRSTNER und MÜLLER (1974): *Schwermetalle in Flüssen und Seen als Ausdruck der Umweltverschmutzung*. Springer Verlag Berlin, 225 S.
- FÖRSTNER und WITTMANN (1979): *Metall pollution in the aquatic environment*. Springer Verlag, Berlin
- FORSBERG, C. (1984): Saurer Regen und dessen negativer Einfluß auf Seen und Fischerei. *Fischer und Teichwirt* 6, 162-166
- FORTH, W., HENSCHLER, D., RUMMEL, W. (1980): *Allgemeine und spezielle Pharmakologie und Toxikologie*. Wissenschaftsverlag Mannheim, 672 S.
- FREEMAN, R.A. (1973): Recovery of rainbow trout from aluminium poisoning. *Trans. Am. Fish. Soc.* 1, 152-154
- FREEMAN, R.A. and EVERHARDT, W.H. (1971): Toxicity of aluminium hydroxide complexes in neutral and basic media to rainbow trout. *Trans. Am. Fish. Soc.* 4, 644-658
- GARDNER, J. (1974): The chemistry of cadmium in natural water. *Water Research* 8, 157-164
- GARDNER, G.R. and YEVICH, P.P. (1970): Histological and hematological responses of an estuarine teleost to cadmium. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 27, 2185-2195
- GEORGI, H.W., PERSEKE, C., ROHBOCK, E. (1983): Feststellung der Depositionen von sauren und langzeitwirksamen Luftverunreinigungen aus Belastungsgebieten. In: *Berichte 6/83 des Umweltbundesamtes Berlin*, 141 S.

- GIESY, J.P.Jr. and WIENER, J.G. (1977): Frequency distributions of trace metal concentrations in five freshwater fishes. Trans. Am. Fish. Soc. 106, 393-403
- GÖRTZ, W., ANNA, H., WALDSTÄDT, S. (1985): Metalleinträge in Fließgewässer induziert durch anthropogene Säurebildner. In: Gewässer- und Bodenversauerung durch Luftschadstoffe. 121. FGU-Seminar, Westberlin
- GÖRTZ, W., MAASFELD, W., ANNA, H. (1984): Einfluß saurer Depositionen auf den Metallaustrag in Fließgewässern. Wasser und Boden 11, 85-93
- GORHAM, E. (1982): zitiert in: Cowling, E.B.: Acid precipitation in historical perspective. Environ. Sci. Technology 16, 110-123
- GRAHN, O. (1980): Fishkills in two moderately acid lakes due to high aluminium concentration. In: Drabloes, D. and Tollan, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. Proc. Intern. Conf. on the Ecological Impact of Acid Precipitation. Sandefjord, Norway, S. 310-311
- HABERER, K. und NORMANN, S. (1971): Metallspuren im Wasser - ihre Herkunft, Wirkung und Verbreitung. Im Jahrbuch: Vom Wasser 38, 157-182
- HAIDER, G. (1980): Der Fisch als Indikator für die Schwermetallbelastung der Gewässer. Fisch und Umwelt 8, 105-121. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart
- HAMM, A. (1985): Aspekte der Gewässerversauerung. In: Münchner Beiträge zur Abwasser-, Fischerei- und Flußbiologie Bd. 39, 381-391
- HAMM, A., SCHMITT, P., BAUER, J., LEHMANN, R. (1984): pH-Wert-Veränderung an ungepufferten Seen und Fließgewässern durch saure Depositionen sowie ökologische Aspekte der Gewässerversauerung. Jahresbericht 1984. Hrsg.: Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung
- HARVEY, H.H., PIERCE, R.C., DILLON, P.J., KRAMER, J.R. and WHELPDALE, D.M. (1981): Acidification in the Canadian aquatic environment: scientific criteria for assessing the effects of acidic deposition on aquatic ecosystems. National Research Council of Canada (eds.), No. 18475, 369 S.
- HEATH, A.G. (1984): Changes in tissues adenylates and water content of bluegill, *Lepomis macrochirus*, exposed to copper. J. Fish Biology 24 299-304

- HENDRIKSEN, A. (1982): Alkalinity and acid precipitation research. Vatten 38, 83-85
- HENDRIKSEN, A. SKOGHEIM, O.K. and ROSSELAND, B.O. (1984): Episodic changes in pH and aluminium speciation kill fish in a Norwegian salmon river. Vatten 40, 255-260
- HERMS, U. und BRÜMMER, G. (1984): Einflußgrößen der Schwermetalllöslichkeit und -bindung in Böden. Zeitschrift f. Pflanzenernährung und Bodenkunde, Bd.147, 400 S.
- HOFFMANN, H.J. (1980): Der Einsatz der simultanen ICP-AES in der Wasseranalytik. Zeitschrift Labor Praxis 7/8 18-25
- HOWARTH, R.S. and SPRAGUE, J.B. (1978): Copper lethality to rainbow trout in waters of various hardness and pH. Water Research 12, 455-462
- HUDSON, V.P. and SPRAGUE, J.B. (1975): Temperature induced changes in acute toxicity of zinc to Atlantic salmon. J. Fish. Res. Bd. Can. 32, 1-9
- HÜTTER, L.A. (1984): Wasser und Wasseruntersuchung. Reihe Laborbücher Chemie, Frankfurt/Main, 344 S.
- HUNTER, J.B., ROSS, S.L. and TANNAHILL, J. (1980): Aluminium pollution and fish toxicity. Wat. Pollut. Control 79, 413-420
- JOHANNESSEN, M. (1980): Aluminium, a buffer in acidic waters. In: Drablos, D. and Tollan, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. Proc. Intern. Conf. on the Ecological Impact of Acid Precipitation. Sandefjord, Norway
- KAMM, K. (1985): Prognose künftiger Schwermetallgehalte in Böden und verzehrbaren Pflanzen. Z. Wasser, Luft und Betrieb 7/8, 36-39
- KARLSSON-NORRGREN, L., BJÖRKLUND, I., LJUNGBERG, O. and RUNN, P. (1986a): Acid water and aluminium exposure: experimentally induced gill lesions in brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish Diseases 9, 11-25
- KARLSSON-NORRGREN, L., DICKSON, W., LJUNGBERG, O. and RUNN, P. (1986b): Acid water and aluminium exposure: gill lesions and aluminium accumulation in farmed brown trout, *Salmo trutta* L. J. Fish Diseases 9, 1-9

- KARLSSON-NORRGREN, L., RUNN, P., HAUX, C. and FÖRLIN, L. (1985): Cadmium-induced changes in gill morphology of zebrafish, *Brachydanio rerio* (Hamilton-Buchanan), and rainbow trout, *Salmo gairdneri* Richardson. *J. Fish Biology* 25, 81-95
- KITTELBERGER, F. (1973): Beitrag zur Rückstandsuntersuchung bei Fischen. *Tierärztliche Praxis* 1, 465-479
- KREUTZER, K. (1984): Veränderungen im Chemismus der Sickerwasserlösung bei der Bodenpassage unter dem Einfluß verstärkter Immissionsbelastung. In: Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, Materialien 1/84, Umweltbundesamt (Hrsg.) Berlin, S.240-252
- KRIETER, M. und HABERER, K. (1985): Gefährdung des Grundwassers durch saure Niederschläge. In: Vom Wasser 64, 219-242
- KRUSE, R. (1981): Erfahrungen bei der Spurenanalyse von Quecksilber, Blei, Cadmium in Fischen unter Anwendung moderner Bestimmungsverfahren. *Fisch und Umwelt* 10, 19-32
- KUMADA, H., KIMURA, S. and YOKOTE, M. (1980): Accumulation and biological effects of cadmium in rainbow trout. *Bull. Jap. Soc. Scient. Fish.* 46, 97-103
- LEE, C. and HARVEY, H.H. (1986): Localisation of aluminium in tissues of fish. *Water, Air and Soil Pollution* 30, 649-655
- LEHMANN, R., SCHMITT, P. und BAUER, J. (1985): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. Ihre Verbreitung und Auswirkung. Informationen zur Raumentwicklung 10, 893-922. Hrsg. Bundesanstalt für Landeskunde und Raumordnung
- LETT, H., FARMER, G.J. and BEAMISH, F.W.H. (1976): Effect of copper and some aspects of the bioenergetics of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. *J. Fish. Res. Bd. Can.* 33, 1335-1342
- LEWIS, M. (1978): Acute toxicity of copper, zinc and manganese in single and mixed salt solutions to juvenile longfin dace, *Agosia chrysogaster*. *J. Fish Biology* 13, 695-700
- MALTE, H. (1986): Effects of aluminium in hard, acid water on metabolic rate, blood gas tensions and ionic status in the rainbow trout. *J. Fish Biology* 29, 187-198
- MARAFANTE, E. (1976): Binding of Hg and Zn to Cd-binding protein in liver and kidney of goldfish (*Carassius auratus* L.). *Experientia* 32, 149-150

- MASON, J. and SEIP, H.M. (1985): The current state of knowledge on acidification of surface waters and guidelines for further research. *Ambio* 14, 45-51
- MAYER, R. (1985): Mobilisierung von Aluminium und Schwermetallen im Bodenbereich durch Säurebildner. In Vorträge: Gewässer- und Bodenversauerung durch Luftschadstoffe. 121. FGU-Seminar Westberlin
- MC.KIM, J.M. and BENOIT, D.A. (1971): Effects of long-term exposure to copper on survival, growth and reproduction of brook trout (*Salvelinus fontinalis*). *J. Fish. Res. Bd. Can.* 28, 655-662
- MOUNT, D.J. (1966): The effect of total hardness and pH on the acute toxicity of zinc to fish. *Int. J. of Air Water Pollut.* 10, 49-56
- MÜLLER, G. und PROSI, F. (1978): Verteilung von Zink, Kupfer und Cadmium in verschiedenen Organen von Plötzen (*Rutilus rutilus* L.) aus Neckar und Elsenz. *Zeitschrift Naturforschung* 33c, 7-14
- MUNIZ, I.P. (1984): The effects of acidification on Scandinavian freshwater fish fauna. *Phil. Trans. R. Soc. (London)* B 305, 517-528
- MUNIZ, I.P. and LEIVESTAD, H. (1980): Toxic effects of aluminium on the brown trout, *Salmo trutta* L. In: Drablos, D. and Tollan, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. *Proc. Int. Conf. Ecol. Impact of Acid Precipitation*. Sandefjord, Norway, S.320-321
- NEHRING, R.B. (1974): Acute toxicity of a zinc polluted stream to four species of salmonids. *Bull. Environ. Contam. Toxicol.* 12, 464-469
- NEY, J.J. and MARTIN, M.G. (1985): Influence of prefreezing on heavy metal concentrations in bluegill sunfish. *Water Research* 19/7, 905-907
- NOEL-LAMBOT, F., GERDAY, Ch. and DISTECHE, A. (1978): Distribution of Cd, Zn and Cu in liver and gills of the eel, *Anguilla anguilla* with special reference to metallothioneins. *Comp. Biochem. Physiol.* 61C, 177-187
- ODEN, S. (1968): The acidification of air and precipitation and its consequence in the natural environment. Swedish National Science Research Council (Hrsg.) *Ecology Bulletin* No.1, Stockholm

- OHNESORGE, F.K. (1974): Toxizität von Cadmium und Quecksilber unter dem Aspekt möglicher Gesundheitsschäden bei der Allgemein-Bevölkerung. In Tagungsberichten "Problems of the contamination of man and his environment by mercury and cadmium": Nr.32. CEC Colloquium, Luxembourg
- OLAFSON, R.W. and THOMPSON, J.A.J. (1974): Isolation of heavy metal binding proteins from marine vertebrates. Mar. Biol. 28, 83-86
- ORONSAYE, J.A.O. and BRAFIELD, A.E. (1984): The effect of dissolved cadmium on the chloride cells of the gills of the stickleback, *Gasterosteus aculeatus* L. J. Fish Biology 25, 253-258
- OVEREIN, L.N., SEIP, H.M., TOLLAN, A. (1981): Acid precipitation-effects on forest and fish. Final report of the SNSF-project 1972-1980, Oslo, 175 S. (2. Ed.)
- PÄRT, P., SVANBERG, O. and KIESSLING, A. (1985): The availability of cadmium to perfused rainbow trout gills in different water qualities. Water Research 19, 427-434
- PANKRATH, J. (1983): Großräumiger Transport von Luftverunreinigungen in Europa. In: VDI-Berichte 500: Saure Niederschläge - Ursachen und Wirkungen. Hrsg.: VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf, 43-50
- PRENZEL, J. (1985): Formen und Ursachen der Bodenversauerung. In: Vorträge: Gewässer und Bodenversauerung durch Luftschadstoffe. 121. FGU-Seminar, Westberlin
- PUHE, J. und ULRICH, B. (1985): Chemischer Zustand von Quellen im Kaufunger Wald. Archiv. Hydrobiology 102, 331-342, Stuttgart
- RAVERA, O. (1984): Cadmium in freshwater ecosystems. Experientia 40, 2-14
- REICHENBACH-KLINKE, H.H. (1978): Zur Ökologie der Schwermetallanreicherung in Fischen. Fisch und Umwelt 6, 7-11
- RUGSTADT, H.E. and NORSETH, T. (1975): Cadmium resistance and content of Cd-binding protein in cultured human cells. Nature (London) 257, 136-137
- SAGER, M. (1986): Ökologie des Aluminiums. Eine Übersicht. Schweizer Zeitschrift für Hydrologie 48/1, 71-103
- SALTMAN, P. and BOROUGHS, H. (1960): The accumulation of zinc by fish liver slices. Arch. Biochem. and Biophysics 86, 169-174

- SCHOEN, R. und WRIGHT, R.F. (1983): Erste, vorläufige Ergebnisse einer Untersuchung über Versauerungserscheinungen in kleinen, kalkarmen Fließgewässern der BRD während der Schneeschmelze 1983. In: VDI-Berichte 500: Saure Niederschläge - Ursachen und Wirkungen. Hrsg.: VDI-Kommission Reinhaltung der Luft, Düsseldorf, 415-418
- SCHOEN, R. WRIGHT, F.F., KRIETER, M. (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland, Erster regionaler Überblick. Naturwissenschaften 71, 95-97
- SCHWEIGER, G. (1957): Die toxikologische Einwirkung von Schwermetallsalzen auf Fische und Fischnährtiere. Archiv Fischereiwissenschaften 8, 54-78
- SKIDMORE, J.F. (1970): Respiration and osmoregulation in rainbow trout with gills damaged by zinc sulphate. J. Exp. Biology 52, 481-494
- SKIDMORE, J.F. and TOVELL, P.W.A. (1972): Toxic effects of zinc sulphate on the gills of rainbow trout. Water research 6, 217-230
- SMITH, R.A. (1872): Air and Rain: The beginnings of a chemical climatology. London, 600 S.
- SORENSEN, J.R.J., CAMPBELL, I.R., TEPPER, L.B. and LINGG, R.D. (1974): Aluminium in the environment and human health. Environmental Health Perspectives 8, 3-95
- SPEAR (1985): zitiert in: Roch, M. et al.: The effects of heavy metal contamination on the aquatic biota of buttle lake and the Campell river drainage (Canada). Arch. Environ. Contam. Toxicol. 14, 347-362
- SPRAGUE, J.B. (1964): Lethal concentrations of copper and zinc for young Atlantic salmon. J. Fish. Res. Bd. Can. 21, 17-26
- STÖCKHARDT, A. (1850): Über die Einwirkung des Rauches von Silberhütten auf die benachbarte Vegetation. In: Polyt. CBL. 16, 258-278
- STUMM, W. (1985): Chemical processes in lakes. Wiley and Sons (Hrsg.), New York, 435 S.
- STUMM, W. and MORGAN, J.J. (1981): Aquatic Chemistry. Wiley Interscience (Hrsg.), New York
- STUMM, W., MORGAN, J.J. and SCHNOOR, J.L. (1983): Saurer Regen, eine Folge der Störungen hydrogeochemischer Kreisläufe. Naturwissenschaften 70, 216-223

- SWEDISH MINISTRY OF AGRICULTURE (1982): Acidification today and tomorrow. Schweden, 231 S.
- THIEM, R. (1967): Von den Fischen. Der Siebenstern Jg. 1967, 92-97
- ULRICH, B. (1981): Die Rolle des Waldes für die Wassergüte. Allgemeine Forstzeitschrift 36, 1107-1109
- ULRICH, B. (1982): Effects of acid deposition. In: Beilke S., Elshout, A.J. (eds.): Acid deposition. Proc. CEC Workshop Berlin, S.31-41
- ULRICH, B. und BÜTTNER, G. (1985): Waldsterben - Konsequenzen für die forstliche und landwirtschaftliche Ertragskraft. Informationen zur Raumentwicklung 10, 879-891. Hrsg. Bundesforschungsanstalt für Landeskunde und Raumordnung
- ULRICH, B., MAYER, R. und KHANNA, P.K. (1979): Depositionen von Luftverunreinigungen und ihre Auswirkungen in Waldökosystemen im Solling. Schriftenreihe der Forstlichen Fakultät Göttingen Bd.58
- UMWELTBUNDESAMT (1984): Daten zur Umwelt. Berlin 1984, 397S.
- UMWELTBUNDESAMT (1985): Empfehlungen zur Überwachung von Oberflächengewässern. Gewässerversauerung durch Luftschadstoffe. Empfehlungen zur Methodik und zur Wahl der Entnahmestellen. Umweltbundesamt in Zusammenarbeit mit der ad-hoc-Arbeitsgruppe "Gewässerversauerung", unveröffentlichtes Manuskript, 20 S.
- VOIGT, G.K. (1980): Acid precipitation and soil buffering capacity. In: Drabloes, D. and Tollan, A. (eds.): Ecological impact of acid precipitation. SNSF-project: Acid precipitation - effects on forest and fish. Oslo, S.53-57
- WACHS, B. (1977): Untersuchungen über die Belastung bayesischer Gewässer mit Cadmium (1972-1977). Hrsg. Bayerische Landesanstalt für Wasserforschung, München, 78 S.
- WACHS, B. (1982): Schwermetallgehalte von Fischen aus der Donau. Zeitschrift Wasser Abwasser Forschung 15/2, 43-49
- WAIWOOD, K.G. and BEAMISH, F.W.H. (1978): The effect of copper, hardness and pH on the growth of rainbow trout, *Salmo gairdneri*. J. Fish Biology 13, 591-598

- WIELER, A. (1905): Untersuchungen über die Einwirkung schwefliger Säure auf die Pflanzen. Berlin, 427 S.
- WIENER, J.G. and GIESY, J.P.Jr. (1978): Concentrations of Cd, Cu, Mn, Pb and Zn in fishes in a highly organic softwater pond. J. Fish. Res. Bd. Can. 36, 270-279
- WIETING, J., LENHART, B., STEINBERG, Ch., HAMM, A., SCHÖN, R. (1984): Gewässerversauerung in der Bundesrepublik Deutschland. UBA Materialien 1/84, Hrsg.: Umweltbundesamt Berlin, 462 S.
- WILLIAMS, D.R. and GIESY, J.P.Jr. (1978): Relative importance of food and water sources to cadmium uptake by *Gambusia affinis*. Environmental Research 16, 326-332
- YEDILER, A. (1978): Anreicherungsverhalten von Zink in Binnengewässer. In: Münchner Beiträge: Wasser und Abwasser 30, 73-83
- ZÖTTL, H.W., FEGER, K.H. und BRAHMER, G. (1985): Chemismus von Schwarzwaldgewässern während der Schneeschmelze 1984. Naturwissenschaften 72, 268-270

ANHANG

Einzelanalysenergebnisse aller untersuchten Fischorgane
(104 Fische, 416 Organproben)

Zeichenerklärung: BF = Bachforelle
 RF = Regenbogenforelle
 BS = Bachsaibling
 ♂ = männlich
 ♀ = weiblich

Alle Werte verstehen sich in ppm.

Gewässer: kleine Deffernik (oberhalb Ortschaft Regenhütte)

Fangdatum: 23.9.1985; 4 Bachsaiblinge, 7 Bachforellen

BS ♀; 180g; 28cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	4,7	0,8	1,4	14,7
Leber	21,1	2,3	55,7	43
Niere	9	4	1,7	33,9
Muskulatur	1,3	n.n.	0,7	6,6

BF ♂; 125g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	8,2	1,4	0,6	21
Leber	17,1	2,7	33,6	28,2
Niere	25,5	6,3	1,5	25,2
Muskulatur	1,3	n.n.	0,5	11,3

BS ♀; 260g; 29cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	3	0,9	1,2	14,8
Leber	13,5	1,8	15,8	29,3
Niere	7,5	3,8	2	23,5
Muskulatur	1	n.n.	0,9	7

BF ♂; 200g; 28cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	13,2	1,3	2,6	38,9
Leber	42,7	1,9	207	35,8
Niere	50	5,6	2,9	26,7
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,8	n.n.

BS ♂; 100g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	13,4	1,4	1	21,9
Leber	46,7	3,5	22	36,4
Niere	14,1	4,3	1,8	31,1
Muskulatur	2,1	n.n.	0,6	6,3

BF ♀; 280g; 32cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	8	1,1	0,9	40,7
Leber	26,2	1,4	99,6	34,7
Niere	31,4	5,9	2,1	25
Muskulatur	2,0	n.n.	0,9	7,7

BS ♀; 140g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	5,3	0,9	1	13,3
Leber	11,3	1,3	16,2	23,4
Niere	10,7	5,3	2,9	24,3
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,7	9,5

BF ♂; 200g; 28cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	8,6	1	0,8	24,8
Leber	36,9	1,8	72,9	21,8
Niere	72,4	5,4	2	28,3
Muskulatur	2,3	n.n.	0,7	5

BF ♂; 100g; 20cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	4,9	1,5	0,8	44,3
Leber	13,8	1,5	82,9	35,2
Niere	14,5	2,9	2,6	36,6
Muskulatur	1,4	n.n.	0,7	8,9

BF ♂; 125g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	3,8	1,3	0,6	15,6
Leber	15,7	3,2	53,3	34,2
Niere	7,6	1,8	1,3	23
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,8	8,4

BF ♀; 110g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	14,6	1,5	0,8	37,6
Leber	38,2	2,9	50	41
Niere	43	9,0	1,4	24,4
Muskulatur	2,4	n.n.	0,7	6,9

Gewässer: kleine Deffernik (oberhalb des Wehrs), Regenhütte

Fangdatum: 26.11.1985; 4 Bachsaiblinge

BS ♂; 120g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	5,6	1,3	0,5	15,6
Leber	69,9	2,2	16,4	23,1
Niere	10	6,3	1,3	32,2
Muskulatur	0,8	n.n.	0,3	5,7

BS ♂; 165g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	8,0	0,7	0,7	17,9
Leber	116	1,8	19,9	30,7
Niere	25,0	4,2	1,9	33,1
Muskulatur	0,7	n.n.	0,3	5,0

BS ♂; 110g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	6,9	0,8	0,4	13,6
Leber	114	5,6	36,9	35,6
Niere	21,6	14,6	1,6	22,8
Muskulatur	1,8	n.n.	0,4	13,9

BS ♀; 160g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	3,8	0,9	0,4	15,5
Leber	10,1	3,1	38,9	30,9
Niere	3,2	14,3	1,1	28,1
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,4	10,2

Gewässer: kleine Deffernik (oberhalb der Ortschaft Regenhütte)

Fangdatum: 26.6.1986;

6 Bachsaiblinge

BS ♂; 110g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	9,7	1,1	0,5	29,2
Leber	118	4,8	44,6	41
Niere	33,1	13,5	2,9	23,6
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,4	5,1

BS ♂; 170g; 28cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	8,3	1	0,5	15
Leber	65,9	3,2	30,3	35,3
Niere	20,8	16,2	1,9	27,2
Muskulatur	n.n.	n.n.	1	5,1

BS ♂; 105g; 23 cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	10,2	1,1	0,6	16,9
Leber	29,1	1,6	29,1	31,9
Niere	9,1	6,7	2,1	24,2
Muskulatur	2,2	0,4	0,4	9,3

BS ♀; 120g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	4,1	2,1	1,5	18,5
Leber	5,7	1,6	76,5	45,5
Niere	2,9	2,5	2,3	28,5
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,7	4,3

BS ♀; 100g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	8,3	1,4	1,6	17,6
Leber	122	11,3	91,2	52
Niere	41,2	20,4	4,0	31,4
Muskulatur	1,1	n.n.	0,4	5,2

BS ♀; 100g; 21cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	9,6	1,6	1	17,1
Leber	100	7,6	50,4	37,3
Niere	28,3	14,4	2	28,3
Muskulatur	1,8	n.n.	1	6,4

Gewässer: Lindbergmühle (Fischzucht), Wildfische

Fangdatum: 24.9.1985; 4 Bachforellen

BF ♂; 210g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	2,9	0,5	1	63,9
Leber	0,8	0,3	190	23,6
Niere	1,7	1,2	1,9	23,7
Muskulatur	0,5	n.n.	1,5	9,1

BF ♂; 310g; 29cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	2,1	0,4	2,1	141
Leber	0,8	0,2	166	21,6
Niere	1,4	0,2	1,9	27,5
Muskulatur	0,7	n.n.	0,9	8,9

BF ♀; 320g; 29cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	1,8	0,5	1,2	81,5
Leber	0,4	0,1	144	19,6
Niere	1,6	0,3	1,8	28
Muskulatur	0,6	n.n.	0,7	8

BF ♀; 215g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	2	0,3	0,9	72,4
Leber	0,4	0,4	143	22,0
Niere	1,8	1,5	1,5	28,8
Muskulatur	0,9	n.n.	1,2	8,7

Gewässer: kleiner Höllbach (bei Lindbergmühle)

Fangdatum: April 1985; Organproben von 6 Bachsaiblingen (gepoolt)

BS ♀; 55g; 18cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	15,2	1	1,3	29,2
Leber	30,5	1,9	19,9	27,9
Niere	25,3	12,8	2,6	23,7
Muskulatur	n.n.	n.n.	1,5	8,4

2 BS ♀♀	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	19,7	1,0	1,0	28,1
Leber	57	7,0	70,4	72,8
Niere	12,3	7,6	2,1	29,7
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,6	18,0

2 BS ♂♂	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	16,3	0,7	0,8	27,1
Leber	44,7	3,1	23,0	32,5
Niere	16,2	5,8	1,1	28,7
Muskulatur	n.n.	n.n.	1,1	17,5

BS ♂; 50g; 17,5cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	10,6	0,5	0,9	20,1
Leber	2,1	2,0	16,9	25,8
Niere	13,5	10	2,0	31,1
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,7	23,6

Gewässer: Lindbergmühle (Fischzucht)

Fangdatum: 29.4.1986; 5 Regenbogenforellen

RF ♀; 200g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	54,8	1,4	1	29,4
Leber	n.n.	0,2	125	23,4
Niere	1,5	0,4	2,5	21,4
Muskulatur	1,5	n.n.	0,6	4,2

RF ♀; 215g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	4,1	0,9	1	16
Leber	1	0,2	59,2	34,4
Niere	n.n.	0,8	1,7	21,3
Muskulatur	n.n.	n.n.	1	4,3

RF ♀; 155g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	113	1,5	0,7	38,3
Leber	1,4	0,2	106	22,4
Niere	33	0,5	2,7	20,7
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,3	13,5

RF ♂; 240g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	24,3	0,5	0,8	37,4
Leber	n.n.	0,2	97,3	21,4
Niere	1,8	0,4	1,3	26,6
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,6	4,7

RF ♂; 150g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	45,6	1,3	1,7	83,3
Leber	2,3	n.n.	85,8	28,1
Niere	1,6	0,4	1,5	21,2
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,4	3,8

Gewässer: Kolbersbach (oberhalb Fischzucht Lindbergmühle)

Fangdatum: 28.11.1985;

7 Bachforellen, 1 Bachsaibling

BF ♂; 180g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	2,8	0,8	1,1	27,9
Leber	14,2	2,0	36,7	39,6
Niere	7,9	2,8	1,1	23,6
Muskulatur	0,6	n.n.	0,4	9,0

BF ♂; 280g; 32cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	3,4	0,6	0,8	22,0
Leber	14,5	1	120	35,5
Niere	13,2	0,8	3,4	24,6
Muskulatur	0,4	n.n.	0,7	7,4

BF ♂; 160g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	3,1	1,1	0,8	39,8
Leber	7,1	1,1	32,7	29,1
Niere	8,5	1	0,8	27,7
Muskulatur	1	n.n.	0,6	5,6

BF ♂; 150g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	2,2	1	1	24,9
Leber	7,1	1,4	60,6	27,7
Niere	6,0	4,1	1,3	23,1
Muskulatur	0,7	n.n.	0,6	4,5

BF ♀; 105g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	3,1	0,5	1,6	23,4
Leber	18,2	2,1	78,7	40,3
Niere	7,9	2,1	1,4	21,6
Muskulatur	3,3	n.n.	0,6	5,4

BF ♀; 110g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	6,0	0,6	0,7	60,3
Leber	101	4,0	11,8	73,1
Niere	38,6	5,2	1,2	27,9
Muskulatur	2,7	n.n.	0,4	9

BF ♀; 130g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	3,7	2,4	1	73,9
Leber	4,5	2,5	188	32,9
Niere	6	5,6	1,7	52,4
Muskulatur	1	n.n.	0,5	6,4

BS ♂; 210g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	0,7	0,2	0,9	13
Leber	0,8	0,2	75,9	38,4
Niere	0,7	0,5	1,9	25,8
Muskulatur	0,6	n.n.	1,2	5,5

Gewässer: Reschwasser (Fangort oberhalb Ortschaft Mauth)

Fangdatum: 6.6.1986; 5 Bachforellen

BF ♀; 260g; 31cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	37	0,7	0,7	70,1
Leber	22,4	1,8	23,2	35,4
Niere	14	1,9	1	23,8
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,6	5,4

BF ♀; 140g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	46,8	0,6	1,3	28,6
Leber	37,6	4,2	101	36,3
Niere	22,0	9,0	1,9	25,8
Muskulatur	1,9	n.n.	0,4	2,4

BF ♂; 210g; 28cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	39,4	0,9	0,5	60,1
Leber	13,6	1	7,7	55,6
Niere	12,5	3	1,5	36,6
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,3	3,1

BF ♂; 230g; 29cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	28,3	6,8	0,6	25,2
Leber	46,2	0,7	75	37,2
Niere	11,0	1,5	0,4	17,8
Muskulatur	1,1	n.n.	1,8	3,8

BF ♂; 95g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	29,7	0,7	1	26
Leber	4	1,4	49,7	27,9
Niere	18,5	4,2	2,1	27,7
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,3	5,0

Gewässer: Obere Waldnaab (oberhalb und unterhalb der Ortschaft Naab)

Fangdatum: 28.5.1985; 3 Regenbogenforellen, 6 Bachforellen, 1 Bachsaibling

RF ♀; 90g; 21cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	133	1,2	0,7	42,3
Leber	5	0,2	44,5	24,4
Niere	13,3	0,8	1,7	19,8
Muskulatur	2	n.n.	0,4	15,4

RF ♀; 130g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	9,9	0,2	0,7	106
Leber	11,2	0,2	32,6	48,8
Niere	25,8	0,4	1,8	27
Muskulatur	1,4	n.n.	0,7	16,7

RF ♂; 85g; 20cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	17,8	1,7	1,6	122
Leber	6	0,4	52,5	24
Niere	8,8	0,6	1,4	29
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,5	14,2

BF ♀; 26,5g; 14cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	25,4	1,9	0,7	170
Leber	5,8	0,3	13,5	23,3
Niere	46,4	1,7	1,7	22,6
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,5	14,6

BF ♀; 160g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	81,8	1	1,1	44,7
Leber	5,4	0,8	54,2	32,7
Niere	14,5	3,5	3,9	39,4
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,5	9,5

BF ♀; 142g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	43,5	1,6	1,3	48,4
Leber	12,1	1,7	112	22,7
Niere	10,9	1,3	1,5	37,3
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,7	7,5

BF ♂; 100g; 20cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	9,2	1,4	1	97,1
Leber	n.n.	0,2	69,7	29
Niere	3,1	0,2	1,5	53,5
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,4	10,6

BF ♂; 145g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	12,5	0,5	1	98,9
Leber	3,6	0,5	120	22,7
Niere	7,3	1,1	1,2	17,6
Muskulatur	10,6	n.n.	0,5	14,3

BF ♂; 60g; 18cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	7,8	0,4	0,6	48,3
Leber	2,3	0,3	23,2	24,9
Niere	7,5	0,4	1,5	26,8
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,5	18,7

BS ♀; 140g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	11,9	1,7	0,9	16,3
Leber	4,4	0,5	11,5	26,0
Niere	2,7	1,4	1,4	24,4
Muskulatur	n.n.	n.n.	n.n.	6,1

Gewässer: Weißer Main (vor Ortschaft Bischofsgrün)

Fangdatum: 12.11.1985; 4 Bachsaiblinge

BS ♂; 130g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	357	0,6	1,5	16,5
Leber	8,5	0,6	24,8	27,4
Niere	5,3	3,2	3,0	31,0
Muskulatur	1,1	n.n.	0,5	4,4

BS ♂; 114g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	189	0,5	0,8	14,8
Leber	9,8	1,2	22,9	35,0
Niere	12,9	3,2	2,2	29,1
Muskulatur	3,5	n.n.	0,3	4,5

BS ♀; 140g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	275	0,8	2,7	19,9
Leber	12,8	1,2	50,8	33,9
Niere	9,7	3,3	2,4	29,1
Muskulatur	3,2	n.n.	0,7	7,4

BS ♀; 140g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	70,7	0,7	0,6	14,3
Leber	4,4	0,7	30,2	32,6
Niere	2,0	2,6	2,0	29,7
Muskulatur	0,7	n.n.	1,8	6,1

Gewässer: Eger (am Oberlauf)

Fangdatum: 12.11.1985; **8 Bachforellen**

BF ♀; 70g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	6,2	0,3	1,1	130
Leber	2,4	0,9	35,5	32
Niere	4,2	1,5	1,3	27
Muskulatur	1,4	n.n.	1,0	6,5

BF ♂; 250g; 29cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	33,8	0,9	1,6	170
Leber	5,3	4,4	124	26,4
Niere	10,4	6,3	2	24,7
Muskulatur	2,9	n.n.	0,5	6,3

BF ♀; 190g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	8,53	0,88	1,06	95,2
Leber	8,74	2,6	108	44,2
Niere	9,69	7,16	1,81	27,7
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,4	5,60

BF ♂; 100g; 20cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	75,1	1,59	1,07	53,6
Leber	2,96	1,11	26,6	13,6
Niere	5,30	1,49	0,53	39,5
Muskulatur	1,79	n.n.	0,71	6,77

BF ♀; 140g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	30,7	0,6	0,9	35,3
Leber	61,9	3,3	154	37,3
Niere	37,5	5,8	2,1	26,6
Muskulatur	2,0	1,3	0,8	45,4

BF ♀; 140g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	9,7	0,7	0,8	44,5
Leber	7,8	1,1	86,3	21,0
Niere	10,8	1,4	1,5	27,3
Muskulatur	0,7	n.n.	0,5	5,1

BF ♂; 140g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	8,1	0,7	2,2	42,1
Leber	8,2	1,3	101	33,3
Niere	13,1	2,5	2,8	29,9
Muskulatur	1,4	n.n.	0,7	6,6

BF ♂; 130g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	14,2	0,7	0,9	49,4
Leber	60,8	3,7	44,6	25,8
Niere	46,2	3,6	1,7	28,0
Muskulatur	0,6	n.n.	0,4	5,0

Gewässer: Förmitz (Bereich Lohmühle)

Fangdatum: 11.11.1985; 5 Bachforellen

BF ♀; 220g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	7,1	0,5	0,6	71,8
Leber	5,4	1,0	10,9	19,4
Niere	23,1	3,3	1,3	31,7
Muskulatur	0,5	n.n.	0,5	5,6

BF ♀; 130g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	35,6	0,8	0,8	92,8
Leber	11,1	2,6	50,0	38,5
Niere	61,2	4,7	1,8	27,9
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,5	3,2

BF ♀; 190g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	30,8	0,6	1,0	56,8
Leber	3,1	1,3	66,2	23,8
Niere	11,4	3,4	2,0	29,5
Muskulatur	0,7	n.n.	0,4	7,2

BF ♀; 130g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	48,7	0,8	0,7	61,0
Leber	7,8	1,4	117	14,2
Niere	16,7	2,6	1,6	57,9
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,7	6,9

BF ♂; 140g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	7,6	0,8	1,3	30,5
Leber	15,8	2,3	19,3	32,0
Niere	18,9	4,3	1,0	26,0
Muskulatur	1,0	n.n.	0,5	11,3

Gewässer: Grundbach (an der DDR-Grenze)

Fangdatum: 13.11.1985; 4 Bachforellen

BF ♀; 150g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	29	0,239	0,572	120
Leber	3,55	0,73	3,27	38
Niere	5,14	1,77	0,761	48
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,486	5,76

BF ♂; 200g; 30cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	12,6	0,452	1,54	79,3
Leber	17,8	1,05	26,4	27,6
Niere	19,5	1,73	0,839	31,2
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,643	6,24

BF ♂; 90g; 20cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	45,9	0,957	1,02	40,5
Leber	14,4	1,22	19,5	21,8
Niere	10,2	2,55	1,18	29,7
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,684	6,64

BF ♀; 180g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	34,1	n.n.	0,771	165
Leber	10,4	0,868	11,8	34,7
Niere	8,10	2,14	0,882	51,3
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,504	6,39

Gewässer: Nordhalbener Ködel (Oberlauf)

Fangdatum: 13.11.1985; 3 Bachforellen

BF ♂; 160g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	16,8	1,20	0,977	78,0
Leber	10,8	1,05	69,3	35,1
Niere	10,6	1,48	1,10	39,4
Muskulatur	1,27	n.n.	0,698	7,80

BF ♂; 240g; 29cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	21,1	0,195	0,763	329
Leber	10	0,959	117	36
Niere	7,26	1,97	2,77	31,9
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,556	7,14

BF ♀; 300g; 33cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	14,5	0,195	0,763	329
Leber	96,5	3,56	38,5	51,1
Niere	39,2	6,00	1,21	61,2
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,509	5,48

Gewässer: Obere Ölschnitz (oberhalb Windheim)

Fangdatum: 13.11.1985; 5 Bachsaiblinge

BS ♂; 160g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	18,9	0,597	0,791	13,4
Leber	15,7	0,894	25,8	30,1
Niere	8,91	2,51	1,03	29,4
Muskulatur	n.n.	n.n.	n.n.	4,91

BS ♂; 140g; 23cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	22,5	0,630	1,11	16,2
Leber	32,3	1,52	47,4	36,2
Niere	15,3	2,32	1,36	30,7
Muskulatur	2,29	n.n.	0,431	7,10

BS ♂; 130g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	22,7	0,514	0,548	13,8
Leber	64,9	2,09	26,4	27,6
Niere	24,0	6,79	1,60	23,5
Muskulatur	1,66	n.n.	0,354	5,01

BS ♀; 140g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	24	0,485	0,567	12,3
Leber	161	4,0	81,4	50,0
Niere	42,4	9,29	1,47	22,8
Muskulatur	5,79	n.n.	0,663	5,56

BS ♀; 100g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	17,9	0,617	0,977	13,9
Leber	94,5	6,20	90,4	56,2
Niere	32,6	11,0	1,71	30,4
Muskulatur	2,01	n.n.	0,462	4,25

Gewässer: Rosenbaumbach (an der DDR-Grenze)

Fangdatum: 13.11.1985; 2 Bachforellen

BF ♂; 272g; 30cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	16,5	0,3	0,8	124
Leber	18,3	1	75,6	40,6
Niere	14,5	1,3	0,8	45,4
Muskulatur	3,1	n.n.	0,8	10,1

BF ♂; 180g; 25cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	4,57	0,223	0,684	109
Leber	4,17	0,899	15,9	36,1
Niere	4,85	2,48	1,43	58,2
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,725	7,58

Gewässer: Fischzucht (Memmingen, Allgäu)

Fangdatum: Mai 1985; 5 Bachsaiblinge, 5 Bachforellen (Kontrollfische)

BS ♂; 290g; 30cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,974	14,8
Leber	n.n.	n.n.	6,69	20,4
Niere	n.n.	n.n.	2,87	23,7
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,429	4,0

BS ♂; 240g; 28cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,473	13,8
Leber	n.n.	n.n.	8,24	24,5
Niere	n.n.	n.n.	1,24	20,3
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,533	4,60

BS ♀; 200g; 28cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,658	14,5
Leber	n.n.	n.n.	12,0	23,6
Niere	n.n.	n.n.	1,29	20,6
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,414	4,82

BS ♀; 250g; 30cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,527	15,8
Leber	n.n.	n.n.	5,70	25,4
Niere	n.n.	n.n.	1,77	22,9
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,355	4,08

BS ♀; 210g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,532	13,9
Leber	n.n.	n.n.	9,46	21,6
Niere	n.n.	n.n.	1,42	20,8
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,308	4,01

BF ♂; 220g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,759	12,9
Leber	n.n.	n.n.	12,5	25,2
Niere	n.n.	n.n.	3,04	20,6
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,319	4,02

BF ♂; 230g; 27cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,836	72,6
Leber	n.n.	n.n.	213	23,1
Niere	n.n.	n.n.	5,03	30,9
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,306	3,35

BF ♂; 250g; 28cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,691	40,9
Leber	n.n.	n.n.	145	21,9
Niere	n.n.	n.n.	7,49	20,5
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,754	3,38

BF ♀; 290g; 28cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	3,86	83,9
Leber	n.n.	n.n.	146	24,7
Niere	n.n.	n.n.	7,46	26,9
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,63	4,10

BF ♀; 200g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,501	105
Leber	n.n.	n.n.	130	23,3
Niere	n.n.	n.n.	6,27	30,5
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,442	3,48

Gewässer: Schutter (bei Wellheim, Jura)

Fangdatum: 4.12.1986; 6 Bachforellen (Kontrollfische)

BF ♀; 175g; 24cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	4,83	n.n.	0,404	48,2
Leber	n.n.	n.n.	10,4	24
Niere	3,45	0,36	0,786	25,2
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,260	3,5

BF ♂; 225g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	1,53	n.n.	0,668	56
Leber	n.n.	n.n.	93,7	31,9
Niere	3,45	0,293	1,04	26,9
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,336	4,04

BF ♂; 175g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	1,41	n.n.	0,653	46,6
Leber	n.n.	n.n.	40,7	23,8
Niere	3,65	0,271	1,39	24,6
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,439	3,55

BF ♂; 180g; 26cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	1,65	n.n.	1,56	71,1
Leber	n.n.	n.n.	4,04	37,3
Niere	3,35	0,423	3,40	27,2
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,985	4,57

BF ♂; 110g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	3,62	n.n.	0,773	31,4
Leber	n.n.	n.n.	91,9	23,9
Niere	1,90	0,237	1,14	25,6
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,33	4,29

BF ♂; 90g; 22cm	Al	Cd	Cu	Zn
Kiemen	n.n.	n.n.	0,709	65,2
Leber	n.n.	0,183	47,6	27,3
Niere	3,61	0,354	1,40	35,3
Muskulatur	n.n.	n.n.	0,37	4,26

Herrn Prof. Dr. M. Ruf danke ich herzlich für die bereitwillige Überlassung des Themas.

Herrn Prof. Dr. R. Hoffmann gilt mein besonderer Dank für die jederzeit gewährte Unterstützung bei der Anfertigung der vorliegenden Arbeit.

Mein besonderer Dank gilt auch Frau Dr. Fischer-Scherl, die mir bei der Beschaffung des Untersuchungsmaterials sowie durch viele Literaturhinweise immer gern gewährte Hilfe geleistet hat.

Herrn Dr. A. Hamm sowie Herrn Dr. P. Schmitt von der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung Wielenbach sei herzlich für die Überlassung der Wasseranalysenwerte gedankt. Danken möchte ich auch den Mitarbeitern der Bayerischen Landesanstalt für Wasserforschung München, Herrn Dr. H.J. Hoffmann, Frl. Brückner und Herrn P. Gessner, für die Durchführung der Probenmessungen sowie die Kontrolle der Meßergebnisse.

Bedanken möchte ich mich auch bei den Fischereifachberatern und ihren Mitarbeitern der Regierungsbezirke Oberfranken, Oberpfalz und Niederbayern, insbesondere den Herren Dr. Klupp, Mayer, Dr. Reichle, Dr. Schmeller, Dr. Harsanyi und Ignatzi sowie den Fischereiberechtigten und Mitgliedern der Fischereivereine für ihre Unterstützung und Überlassung des Untersuchungsmaterials.

Lebenslauf

Helmut Miller	geboren am 23. Mai 1954 in Oberrothan
Eltern	Max Miller, Landwirt Hedwig Miller, geborene Pirner
Volksschule	von 1960 bis 1965 an der Volks- schule Walkertshofen
Gymnasium	von 1965 bis 1974 am math.-natur- wiss. Gymnasium Neusäß
Abitur	22. Juni 1974
Wehrdienst	1974 - 1976
Wartezeit	1977 - 1978
Hochschule	von 1978 bis 1984 Studium der Tiermedizin an der Ludwig-Maxi- milians-Universität München Staatsexamen am 7. März 1984
Approbation	25. Mai 1984

